



istom

ISTOM

Ecole Supérieure d'Agro-Développement International



Commission
des Titres d'Ingénieur

4, rue Joseph Lakanal, 49 000 ANGERS

Mémoire de fin d'études

Caractérisation de la fourniture en azote et en phosphore des sols de l'île de La Réunion pour la création d'un outil d'aide à la fertilisation



Source personnelle

ZUMBIEHL, William

P110

Stage effectué à Saint-Denis, La Réunion, France

du 04/03/2024 au 11/08/2024

au sein de : CIRAD

Maître de stage : Nobile Cécile

Tuteur pédagogique : Halftermeyer Sylvain

Mémoire de fin d'études soutenu le 07/10/2024

Résumé

Pour répondre aux enjeux d'une agriculture durable, permettant de subvenir aux besoins des populations tout en préservant les sols et l'environnement, la fertilisation raisonnée est essentielle. Sur l'île de La Réunion, le CIRAD développe un outil d'aide à la fertilisation raisonnée, FertiDOM. La conception de l'outil nécessite une phase d'acquisition des données sur la capacité des sols réunionnais à fournir de l'azote et du phosphore, et sur l'incidence de l'historique de fertilisation organique des sols sur cette fourniture. L'étude a porté sur l'acquisition de ces données, encore peu connues localement, par la mise en place d'incubations en conditions contrôlées et l'établissement de courbes de sorption. Ces premiers résultats seront utilisés pour l'élaboration de l'outil FertiDOM à l'île de La Réunion. Ils contribuent ainsi à optimiser les apports en azote et phosphore, et à limiter les pertes économiques pour les agriculteurs tout en réduisant l'impact environnemental des pratiques agricoles.

Mots clés : Courbes de sorption, Fertilisation raisonnée, Fourniture des sols, île de La Réunion, Incubation conditions contrôlées, Outil d'aide à la fertilisation.

Abstract

To address the challenges of sustainable agriculture, which aims to meet the needs of populations while preserving soils and the environment, rational fertilization is essential. On the island of La Réunion, CIRAD is developing a decision support tool for rational fertilization, FertiDOM. The design of this tool requires a data acquisition phase on the capacity of La Réunion's soils to supply nitrogen and phosphorus, and the impact of the soil's organic fertilization history on this supply. The study focused on acquiring this data, which is still little known locally, through controlled condition incubations and the establishment of sorption curves. These initial results will be used to develop the FertiDOM tool on the island of La Réunion. They thus contribute to optimizing nitrogen and phosphorus inputs, reducing economic losses for farmers, and minimizing the environmental impact of agricultural practices.

Keywords: Sorption curves, Rational fertilization, Soil supply, La Réunion Island, Controlled condition incubation, Fertilization support tool.

Resumen

Para responder a los desafíos de una agricultura sostenible, que permita satisfacer las necesidades de las poblaciones mientras se preservan los suelos y el medio ambiente, la fertilización racional es esencial. En la isla de La Reunión, el CIRAD está desarrollando una herramienta de apoyo para la fertilización racional, llamada FertiDOM. El diseño de esta herramienta requiere una fase de adquisición de datos sobre la capacidad de los suelos de La Reunión para proporcionar nitrógeno y fósforo, y sobre la incidencia del historial de fertilización orgánica de los suelos en esta provisión. El estudio se centró en la adquisición de estos datos, que aún son poco conocidos a nivel local, mediante la implementación de incubaciones en condiciones controladas y el establecimiento de curvas de sorción. Estos primeros resultados se utilizarán para la elaboración de la herramienta FertiDOM en la isla de La Reunión. Esta contribuye a optimizar el aporte de nitrógeno y fósforo, y a reducir las pérdidas económicas para los agricultores, mientras se disminuye el impacto ambiental de las prácticas agrícolas.

Palabras clave : Curvas de sorción, fertilización racional, provisión de suelos, Isla de La Reunión, condiciones de incubación controladas, herramienta de apoyo a la fertilización.

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Résumé | 2 |
| Table des illustrations | 5 |
| Figures :..... | 5 |
| Tableaux : | 6 |
| Glossaire | 7 |
| Remerciements | 8 |
| I. Introduction | 9 |
| II. Contextualisation | 11 |
| A. L'agriculture face à un double défi | 11 |
| B. Principes de l'agroécologie et de la fertilisation raisonnée | 12 |
| 1. Principes de l'agroécologie | 12 |
| 2. La fertilisation raisonnée..... | 12 |
| C. Le projet d'outil d'aide à la fertilisation raisonnée : FertiDOM | 13 |
| D. Le rôle de l'azote et du phosphore dans la fertilité des sols | 14 |
| 1. Le cycle de l'azote : dynamique et rôle dans la fertilité des sols..... | 14 |
| 2. Le bilan prévisionnel de l'azote : logique et calcul | 16 |
| 3. Le cycle du phosphore : dynamique et rôle dans la fertilité des sols | 17 |
| 4. Calcul simplifié de la dose de phosphore..... | 18 |
| E. Pédologie et climat de La Réunion | 19 |
| 1. Formation et caractéristiques des sols de La Réunion | 19 |
| 2. Cartographie des sols de La Réunion..... | 21 |
| 3. Typologie des sols de La Réunion | 23 |
| III. Problématisation de la mission | 25 |
| IV. Démarche méthodologique | 26 |
| A. Prélèvement des échantillons de sol | 26 |
| B. Mesure du taux de minéralisation de l'azote organique par incubation en conditions contrôlées (ICC) | 30 |
| 1. Déroulement de l'expérience | 30 |
| 2. Calcul du taux de minéralisation | 31 |
| C. Mesure de la capacité de sorption en phosphore | 32 |
| 1. Déroulé de l'expérimentation | 32 |
| 2. Calcul de la quantité de sorption en P des sols | 34 |
| V. Résultats de l'étude | 36 |
| A. Minéralisation de l'azote organique dans le sol | 36 |
| 1. Impact du type de sol pour les sols sous prairie | 36 |
| 2. Impact de l'historique d'apport de matière organique dans les sols cannier | 38 |
| 3. Impact des propriétés physico chimiques des sols | 40 |
| B. La fourniture en phosphore des sols | 40 |
| 1. Impact du type de sol pour les sols sous prairie | 41 |
| 2. Impact de l'historique d'apport de matière organique | 42 |
| 3. Impact des propriétés physico-chimiques du sol | 44 |

| | | |
|--------------|--|-----------|
| VI. | Discussion | 46 |
| A. | Vérification des résultats obtenus avec les références bibliographiques | 46 |
| 1. | Taux potentiel de minéralisation de l'azote | 46 |
| 2. | Capacité de sorption dans la bibliographie | 48 |
| B. | Interprétation des résultats | 49 |
| 1. | Pour la fourniture en azote assimilable aux plantes | 49 |
| 2. | Pour la fourniture en phosphore | 50 |
| 3. | Qualité des amendements | 50 |
| C. | Valorisation des résultats | 50 |
| 1. | Cartes d'aide à la décision pour les agriculteurs | 50 |
| 2. | Outil d'aide à la fertilisation | 51 |
| D. | Limites de l'étude | 52 |
| E. | Perspectives d'amélioration continue de l'outil par une approche participative | 54 |
| VII. | Conclusion | 56 |
| VIII. | Bibliographie..... | 57 |
| IX. | Annexe..... | 61 |

Table des illustrations

Figures :

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Cycle de l'azote (Recous et al., 1997)..... | 15 |
| Figure 2 : Représentation du cycle du phosphore dans le sol (Nobile, 2017)..... | 18 |
| Figure 3 : Carte de la pluviométrie annuelle et de la température moyenne sur l'île de La Réunion (Source : Météo-France, 2022)..... | 20 |
| Figure 4 : Cartes des 93 unités morpho-pédologiques de Raunet (1991) | 21 |
| Figure 5 : Carte de la répartition des différents types de sol à La Réunion (Chabalier et al. (2006) et Pouzet D. (1997)) | 22 |
| Figure 6 : Évolution des sols de La Réunion (Ramos, 2017)..... | 24 |
| Figure 7 : Carte de présentation des prélèvements de sol pour les modalités sous cannes..... | 27 |
| Figure 8 : Répartition de l'échantillonnage selon la typologie actuelle (Pouzet, 2003)..... | 27 |
| Figure 9 : Présentation de la mise en place des Incubations en Conditions Contrôlées (ICC) | 31 |
| Figure 10 : Cinétiques de minéralisation de l'azote sur la période d'incubation, exprimé en jours normalisés, pour l'ensemble des échantillons de prairie (a, b) et moyennée par typologie (c, d) par la typologie actuelle (a, c) et selon le critère d'andacité (b, d)..... | 37 |
| Figure 11 : Représentation du Taux de minéralisation de l'azote pour l'ensemble des échantillons de prairie (c) et moyennée par typologie (a, b) par la typologie actuelle (a) et selon le critère d'andacité (b)..... | 38 |
| Figure 12 : Représentation des cinétiques et des taux de minéralisation de l'azote en fonction de l'apport de matières organiques sur les sols canniers | 39 |
| Figure 13 : Table de corrélation du Km en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie..... | 40 |
| Figure 14 : Courbes de sorption en Phosphore pour l'ensemble des échantillons de prairie moyennée par typologie par la typologie actuelle (a) et selon le critère d'andacité (b)..... | 41 |
| Figure 15 : Distribution des paramètres de sorption (Km et Smax) de l'échantillon de sol de prairie en fonction de la typologie actuelle (a), de la typologie simplifiée (b) et respectivement des moyennes (c, d)..... | 42 |
| Figure 16 : Courbes de sorption en Phosphore des sols canniers ayant reçu différents apports de matières organiques..... | 43 |
| Figure 17 : Représentation des paramètres de sorption par modalité d'apport de matières organiques | 44 |
| Figure 18 : Table de corrélation du KL en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie..... | 45 |
| Figure 19 : Table de corrélation du Smax en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie..... | 45 |
| Figure 20 : Représentation de la répartition des Km par type de matière organique par rapport à ISMO | 47 |

Tableaux :

| | |
|---|----|
| Tableau 1: Récapitulatif des résultats des analyses physico-chimiques des sols canniers..... | 28 |
| Tableau 2 : Récapitulatif des résultats des analyses physico-chimiques des différents sols sous prairie | 29 |
| Tableau 3 : Présentation des gammes de concentration en Phosphore selon le type de sol..... | 33 |
| Tableau 4 : Préparation des solutions de Phosphore à partir de la solution mère à 1000 mg P/L | 33 |

Glossaire

CIRAD : Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement

COMIFER : Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée

DA : Densité apparente de terre fine

ICC : Incubation en conditions contrôlées

ISMO : Indice de Stockage de la Matière Organique

JN : Jours normalisés

KL : Affinité du sol avec le phosphore

Km : Taux potentiel de minéralisation

MO : Matière organique

Nmin : Azote minéral

OAF : Outil d'aide à la fertilisation

Smax : Capacité maximale de sorption en phosphore

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à ma maîtresse de stage, Cécile Nobile, pour sa disponibilité, sa bienveillance, ainsi que pour les conseils avisés et les réflexions qu'elle m'a permis de mener tout au long de ce stage. Je remercie Cécile Nobile de m'avoir donné l'opportunité de travailler avec les équipes du CIRAD sur des projets de recherches appliqués.

Je remercie également Marion Ramos, co-encadrante de mon stage, nos échanges ont été extrêmement enrichissants et ont grandement contribué à l'avancement de l'étude.

J'adresse mes sincères remerciements à mon encadrant, Sylvain Halftermeyer, pour son accompagnement et ses conseils concernant les attendus de mon stage.

Un grand merci à Antoine Versini pour son aide dans la réalisation des expériences ainsi que pour ses recommandations éclairées.

Je suis également reconnaissant envers Marion Collinet et toute l'équipe du laboratoire d'analyses du CIRAD à Saint Denis. Leur bienveillance, leur assistance et leurs conseils ont été très précieux. Je tiens particulièrement à remercier les techniciens du CIRAD de Montpellier pour les mesures d'analyses qu'ils ont réalisées dans le cadre de mon stage.

Enfin, je remercie chaleureusement toute l'équipe de l'unité Recyclage et Risque du CIRAD de La Réunion. J'ai été très bien accueilli et intégré à l'équipe avec laquelle j'ai passé de très bons moments, et mon stage en a été d'autant plus agréable.

I. Introduction

L'agriculture mondiale est aujourd'hui confrontée à une dégradation progressive des sols, caractérisée par une perte croissante de leur fertilité. Dans un contexte de changement climatique et de raréfaction des ressources, il devient impératif de développer des pratiques agricoles capables de concilier la productivité et la préservation des sols et de l'environnement. L'agroécologie, et plus spécifiquement la fertilisation raisonnée, apparaît comme une solution durable face à ces défis, en optimisant les apports de fertilisants en fonction des caractéristiques des sols et des besoins spécifiques des cultures. Cette démarche permet également de réduire les pertes et les impacts environnementaux liés aux surdosages.

Pour parvenir à une fertilisation raisonnée, le développement d'outils d'aide à la fertilisation (OAF) est essentiel. Ces outils permettent d'indiquer les doses de fertilisant à apporter en fonction des besoins des cultures et de la fourniture des sols. Le Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) souhaite développer un outil d'aide à la fertilisation (FertiDOM) pour les cultures tropicales telles que la canne à sucre, les cultures maraîchères et les prairies dans les régions d'outre-mer françaises, principalement à La Réunion et dans les Antilles.

Le raisonnement des apports en azote et en phosphore actuellement mis en place par le CIRAD à La Réunion, est basé sur les travaux du Comité Français d'étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée (COMIFER). Les coefficients essentiels pour déterminer la capacité des sols à fournir de l'azote et du phosphore sont respectivement, le taux potentiel de minéralisation (Km) et la capacité de sorption des sols.

L'île de La Réunion, d'origine volcanique, se caractérise par une grande diversité géologique et climatique. Cette diversité, combinée à une topographie accidentée et des variations climatiques marquées, a conduit à la formation d'une large gamme de types de sols à travers l'île.

Il est donc primordial de bien connaître les paramètres de fourniture en azote et en phosphore des sols de l'île afin de permettre le développement d'une fertilisation raisonnée. Notre problématique va dans ce sens : **Comment caractériser la fourniture en azote et en phosphore des sols de prairie et sous canne à sucre, ayant reçu différents historiques de fertilisation organique à La Réunion ?**

Les connaissances actuelles du CIRAD sur les sols cultivés en canne à sucre sont bien développées, mais les données concernant les sols de prairie, notamment en ce qui concerne les paramètres de la fourniture en azote et en phosphore, restent encore à approfondir. De plus, l'impact de l'historique de fertilisation organique sur la fourniture des sols est encore peu documenté.

La mission s'est concentrée sur l'analyse des sols de prairie à La Réunion ainsi que sur des sols canniers ayant reçu différents types d'amendements, pour un total de 14 échantillons. Des expérimentations en laboratoire ont ensuite été menées afin de calculer les différents coefficients de fourniture en azote et en phosphore, en fonction du type de sol et du type d'amendement.

La fourniture en azote et en phosphore a été déterminée par différentes expérimentations. Pour l'azote, le taux de minéralisation a été mesuré à l'aide d'incubations réalisées dans des conditions contrôlées afin de tracer des cinétiques de minéralisation. Pour le phosphore, des extractions de phosphore disponible ont été mises en place afin de permettre la réalisation de courbes de sorption.

Ces expérimentations ont permis d'obtenir des résultats pour mieux comprendre les dynamiques de fourniture en azote et phosphore dans les sols de l'île, et ainsi contribuer au développement de l'outil d'aide à la fertilisation raisonnée du CIRAD, FertiDOM.

II. Contextualisation

A. L’agriculture face à un double défi

Face aux préoccupations environnementales croissantes et à la raréfaction des ressources naturelles, l’agriculture moderne se trouve confrontée à un double défi. D'une part, elle doit garantir une production alimentaire suffisante pour nourrir une population mondiale en constante augmentation, qui pourrait atteindre 10,3 milliards d’habitants d’ici 2080 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2024). D'autre part, elle doit réduire son impact environnemental pour préserver notre planète.

À l’échelle mondiale, l’agriculture occupe 40 % des terres émergées et constitue l’une des principales activités humaines ayant le plus fort impact sur l’environnement (Benton et al., s. d.). Elle est responsable de 80 % de la déforestation mondiale (WWF, 2020), un facteur clé de la perte de biodiversité terrestre. Elle participe à la consommation d’environ 70 % de l’eau douce disponible, accentuant la pression sur les ressources hydriques, notamment dans les régions arides et semi-arides (Chatham House, 2021). Par ailleurs, l’agriculture est la principale cause de la perte de biodiversité marine et terrestre, en raison de la conversion des habitats naturels en terres agricoles et de l’utilisation de produits chimiques (IPBES, 2019). De plus, elle est à l’origine de 29 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre, notamment à travers la déforestation, l’élevage, et l’utilisation d’engrais azotés, contribuant ainsi au changement climatique (Ritchie et al., 2022).

Selon Antonio Guterres, Secrétaire général des Nations Unies, les systèmes alimentaires actuels sont « l’une des principales raisons pour lesquelles nous échouons à respecter les limites écologiques de notre planète » (UN, 2020). En effet, les systèmes agricoles contribuent à la dégradation des écosystèmes tout en épuisant les ressources naturelles indispensables à long terme.

Pour répondre aux besoins croissants de l’humanité, les systèmes alimentaires mondiaux cherchent à augmenter les rendements agricoles, souvent en intensifiant l’usage des intrants tels que les engrais chimiques. Cependant, cette intensification a un coût environnemental élevé. Environ 52 % des terres agricoles mondiales sont aujourd’hui dégradées, d’après des estimations récentes (United Nations Convention to Combat Desertification, 2022). Un sol dégradé se caractérise par une réduction ou une perte de sa productivité biologique et économique, ainsi qu’une dégradation de ses composantes essentielles : la matière organique, l’eau et la biodiversité (United Nations Convention to Combat Desertification, 1994). Cette dégradation des sols entraîne une baisse de la fertilité, rendant les gains économiques incertains et souvent insuffisants pour compenser les pertes environnementales (Lal, 2015).

Afin de maintenir la productivité des cultures, l’utilisation d’intrants tels que les engrais minéraux est devenue une pratique courante. Toutefois, une surutilisation ou une mauvaise gestion de ces produits peut avoir des effets néfastes. Par exemple, l’excès d’engrais peut entraîner la pollution des nappes phréatiques, l’eutrophisation des cours d’eau et des zones côtières, en raison de l’azote et du phosphore non absorbés par les cultures qui s’accumulent dans les écosystèmes aquatiques. Cela provoque la prolifération d’algues, réduisant l’oxygène dans l’eau et menaçant la faune marine (Smith et Schindler, 2009). De plus, l’utilisation excessive d’engrais azotés contribue au changement climatique par l’émission de N₂O (protoxyde d’azote), un gaz à effet de serre 300 fois plus puissant que le CO₂ (Intergovernmental Panel On Climate Change, 2022).

Il est important de noter que les ressources nécessaires à la production d’engrais, telles que le phosphate, ne sont pas infinies. Le phosphate, en particulier, est une ressource non renouvelable, dont les réserves mondiales sont concentrées dans un nombre limité de pays

(Cordell et al., 2009). Avec l'augmentation des prix des engrais, il devient crucial d'optimiser la gestion des nutriments. Ceux-ci jouent un rôle clé non seulement dans la productivité agricole, mais aussi dans la sécurité alimentaire à venir, tout en ayant un impact significatif sur les émissions de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale (Food and Agriculture Organization, 2021).

Pour améliorer la résilience des écosystèmes agricoles, il est essentiel de renforcer leur autonomie vis-à-vis des intrants minéraux. Cela passe par le recyclage des nutriments, la réduction des pertes, et l'augmentation de l'efficacité de leur utilisation, qu'ils soient ajoutés ou recyclés. La gestion des nutriments doit être envisagée dans une perspective plus large, intégrant les cycles biogéochimiques globaux et l'importance de la fertilité des sols pour maintenir la production agricole à long terme (Recous et al., 2015).

B. Principes de l'agroécologie et de la fertilisation raisonnée

1. Principes de l'agroécologie

L'agroécologie représente une approche durable pour améliorer l'autonomie des écosystèmes agricoles vis-à-vis des intrants minéraux. Elle repose sur des principes fondamentaux tels que le recyclage des nutriments, la réduction des pertes et l'augmentation de l'efficacité d'utilisation des ressources (M. A. Altieri, 2002). Ces principes permettent d'optimiser les cycles biogéochimiques dans les systèmes agricoles, tout en réduisant la dépendance aux intrants externes (Wezel et al., 2009). En effet, l'agroécologie favorise la création de synergies entre les différents composants du système agricole. Ces interactions permettent d'optimiser les cycles de nutriments, ce qui limite les pertes et les besoins en fertilisants externes.

Des pratiques telles que l'utilisation de couverts végétaux, la rotation des cultures, et l'intégration de l'élevage et de l'agroforesterie sont des leviers agroécologiques puissants (M. Altieri, 2004). Ces pratiques maximisent le recyclage des nutriments comme l'azote et le phosphore tout en limitant leur perte dans l'environnement (Barrios et al., 2020). En parallèle, l'agroécologie mise sur une gestion durable des sols, améliorant leur fertilité naturelle et leur capacité à stocker le carbone, ce qui renforce la résilience des systèmes agricoles face aux changements climatiques et aux perturbations environnementales.

2. La fertilisation raisonnée

La fertilisation raisonnée, telle que définie par le COMIFER, s'inscrit pleinement dans cette approche agroécologique. Elle vise à concilier les exigences de la productivité agricole avec la préservation des sols et de l'environnement, en optimisant l'utilisation des nutriments pour répondre aux besoins des cultures tout en réduisant les pertes et les impacts négatifs sur les écosystèmes.

L'un des enjeux majeurs de la fertilisation raisonnée est d'assurer une utilisation efficiente des nutriments, en particulier de l'azote et du phosphore, qui sont souvent responsables de la pollution des sols et des eaux lorsque leur gestion est inadéquate. En s'appuyant sur des outils comme le bilan de fertilisation et l'analyse des sols, cette méthode permet de calibrer précisément les apports en fonction des besoins réels des cultures, des caractéristiques des sols et des conditions climatiques. Cela permet non seulement d'éviter les excès, mais également les carences, en ajustant les intrants en fonction de la capacité d'absorption des plantes (COMIFER, 2019).

La fertilisation raisonnée contribue également à réduire les pertes de nutriments dans l'environnement. L'azote, par exemple, peut être perdu sous forme de nitrates, qui contaminent les eaux souterraines, ou de protoxyde d'azote (N₂O), un puissant gaz à effet de serre. En synchronisant mieux les apports de fertilisants avec les besoins des plantes, cette approche réduit les pertes par lixiviation et volatilisation, minimisant ainsi l'impact environnemental (COMIFER, 2019).

Un autre point clé de la fertilisation raisonnée est la préservation de la fertilité des sols à long terme. En intégrant des pratiques de gestion durable des sols, comme l'enrichissement en matière organique, cette approche permet d'améliorer les propriétés physiques et biologiques des sols et notamment leur capacité à capter et retenir l'eau de pluie. Cela renforce leur résilience face aux aléas climatiques, tout en garantissant une production agricole durable et stable.

C. Le projet d'outil d'aide à la fertilisation raisonnée : FertiDOM

Pour aider les agriculteurs à optimiser les apports en nutriments et améliorer l'efficacité de la fertilisation, plusieurs initiatives innovantes ont émergé ces dernières années, notamment à travers le développement d'outils d'aide à la décision. C'est dans cette dynamique que le projet FertiDOM a vu le jour.

Le projet FertiDOM, porté par le Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), vise à développer un outil d'aide à la fertilisation (OAF) spécifiquement conçu pour les cultures tropicales telles que la canne à sucre, les cultures maraîchères et les prairies dans les régions d'outre-mer françaises, principalement à La Réunion et dans les Antilles. Ce projet s'inscrit dans une démarche de transition agroécologique et d'amélioration de l'autonomie alimentaire, répondant aux enjeux agricoles spécifiques à ces territoires, caractérisés par des conditions climatiques tropicales et un isolement géographique important.

Dans ces départements d'outre-mer, les défis en matière de fertilisation sont amplifiés par l'inadéquation des outils actuellement disponibles, principalement basés sur des références métropolitaines. Ces outils, développés pour des climats tempérés, ne tiennent pas compte des particularités des sols tropicaux, de la diversité des cultures locales ou des pratiques agricoles spécifiques. En conséquence, les agriculteurs sont fortement dépendants des fertilisants importés, dont les coûts sont en constante augmentation. Par ailleurs, cette dépendance freine la valorisation des ressources organiques locales.

Le projet FertiDOM a pour objectifs de :

- Optimiser l'utilisation des fertilisants pour maximiser les rendements tout en tenant compte des spécificités locales des sols et des cultures.
- Réduire la dépendance aux intrants importés en promouvant le recyclage des déchets organiques disponibles sur place, contribuant ainsi à une autonomie économique.
- Assurer la sécurité alimentaire des populations locales en augmentant la production agricole locale et en limitant les impacts environnementaux liés à une gestion inefficace de la fertilisation.

Pour atteindre ces objectifs, le projet repose sur plusieurs étapes méthodologiques clés :

- Inventaire des connaissances : Le CIRAD capitalise sur plusieurs décennies de recherches, notamment sur les sols sous canne à sucre à La Réunion, où la dynamique

de l'azote et du phosphore est bien connue. Toutefois, des approfondissements sont nécessaires concernant les sols des prairies.

- Élaboration d'un moteur de calcul : Cet outil est conçu pour intégrer des paramètres précis tels que la fertilité des sols, les besoins spécifiques des cultures et les caractéristiques des fertilisants disponibles. Les variables d'entrée incluent les résultats d'analyses de sol des parcelles cultivées, les types de cultures et les données agronomiques locales.
- Co-construction avec les utilisateurs : Le développement de l'OAF s'appuie sur une approche participative, associant étroitement les agriculteurs et les techniciens locaux.
- Transfert et diffusion : Une fois l'outil finalisé, il sera diffusé à travers les réseaux d'agriculteurs.

D. Le rôle de l'azote et du phosphore dans la fertilité des sols

1. Le cycle de l'azote : dynamique et rôle dans la fertilité des sols

- Disponibilité de l'azote pour les plantes

La compréhension des dynamiques du cycle de l'azote est essentielle pour gérer efficacement la fertilisation dans les systèmes agricoles. L'azote, en tant que nutriment essentiel à la croissance des végétaux, est absorbé par les plantes (hors légumineuses) sous ses formes minérales, principalement sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-), disponibles dans la solution du sol (Galloway et al., 2008). Ces deux formes d'azote minéral sont les seules que les plantes peuvent utiliser, et elles sont le résultat de processus complexes de transformation qui se déroulent dans le sol.

Dans le sol, l'azote existe sous plusieurs formes. La forme majoritaire est organique, issue des débris végétaux et animaux en décomposition, des excréments, et de la biomasse microbienne.

L'azote est principalement présent sous sa forme atmosphérique (notamment sous forme de diazote). Les légumineuses ont la spécificité de fixer cet azote atmosphérique dans le sol. Ce processus par lequel certains microorganismes spécialisés, souvent en symbiose avec des légumineuses, convertit le diazote en ammonium (Peoples et Craswell, 1992).

- Principes de transformation de l'azote organique en azote minéral

La minéralisation est un processus fondamental, car il rend l'azote accessible aux plantes. L'azote organique est transformé par les micro-organismes en ammonium, une forme directement assimilable par les racines des plantes (Ribaud et al., 2011). Parallèlement, le processus d'immobilisation de l'azote se produit lorsque les micro-organismes absorbent l'azote minéral pour leur propre développement, le rendant temporairement indisponible pour les plantes. Ces dynamiques créent une compétition entre les plantes et les microorganismes.

La nitrification est un autre processus crucial du cycle de l'azote, au cours duquel l'ammonium est oxydé en nitrate par des bactéries spécifiques, comme *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Ce processus se déroule en deux étapes : d'abord, l'ammonium est transformé en nitrite (NO_2^-), puis ce dernier est converti en nitrate (Sylvia et al., 2005).

□ Incidence de la fertilisation dans le cycle de l'azote

L'application d'engrais, qu'ils soient chimiques ou organiques, entraîne des pertes d'azote sous différentes formes. Tout d'abord, une partie de l'azote ammoniacal peut être rapidement perdue par volatilisation (les jours suivant les apports), un processus par lequel l'ammoniac (NH_3) est libéré dans l'atmosphère, surtout en condition de sols alcalins ou peu humides (Davidson et Seitzinger, 2006).

Ensuite, une partie des nitrates peut être perdue par lessivage des sols, notamment en cas de pluies importantes, car ces ions très solubles sont facilement entraînés vers les eaux souterraines, induisant une contamination des nappes phréatiques (Galloway et al., 2008). Ce phénomène est aussi responsable de la pollution diffuse, pouvant provoquer l'eutrophisation des milieux aquatiques et contaminer les ressources en eau potable.

Enfin, la dénitrification est un processus anaérobie au cours duquel des bactéries transforment les nitrates en gaz d'azote ou en oxyde nitreux, renvoyant ainsi l'azote dans l'atmosphère. Ce processus se produit principalement dans des conditions de faible oxygénation, comme dans les sols compactés ou saturés en eau. Si la dénitrification permet de boucler le cycle de l'azote, elle représente une perte pour les cultures, en particulier sous forme d'oxyde nitreux, un gaz à effet de serre très puissant (Davidson et Seitzinger, 2006). Ce processus est très impactant à l'échelle mondiale.

L'application répétée d'engrais organiques sur le long terme peut contribuer à augmenter le pool d'azote organique du sol. Une partie de cet azote organique sera minéralisée à un rythme plus lent, augmentant ainsi la disponibilité de l'azote pour les plantes au fil du temps, et améliorant potentiellement la fertilité du sol de manière durable (Weil et Brady, 2017).

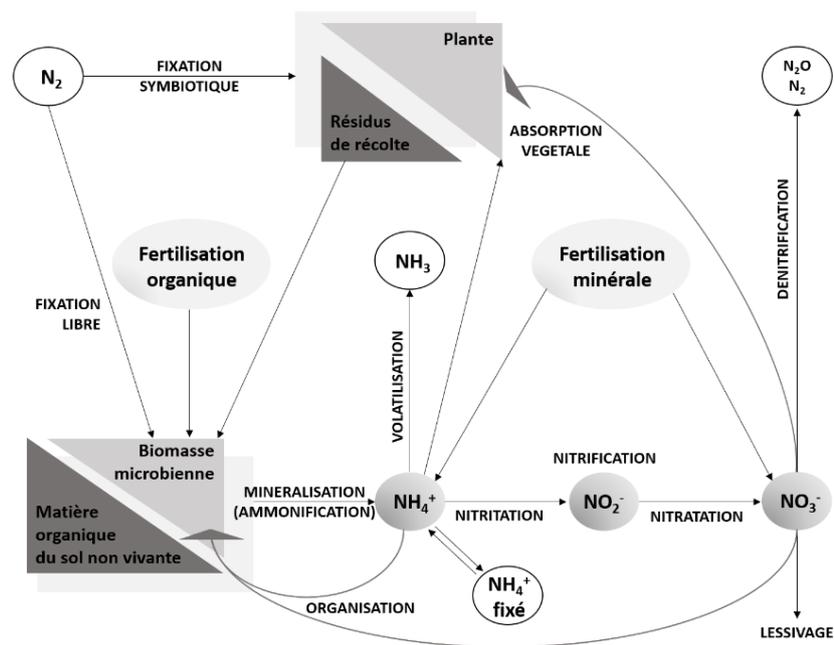


Figure 1 : Cycle de l'azote (Recous et al., 1997)

2. Le bilan prévisionnel de l'azote : logique et calcul

Afin de concilier les besoins des cultures et la réduction des impacts environnementaux, le bilan prévisionnel de l'azote constitue un outil clé pour ajuster les apports en engrais azotés. Cette méthode agronomique permet d'optimiser la fertilisation en prenant en compte les apports d'azote disponibles dans le sol et les besoins des cultures, tout en réduisant les pertes environnementales (COMIFER, 2019). L'objectif principal de cette méthode est de garantir un rendement optimal tout en minimisant les apports excédentaires d'azote, susceptibles d'entraîner des pertes dans l'environnement, comme le lessivage des nitrates vers les nappes phréatiques ou la volatilisation de l'ammoniac.

Le principe du bilan cherche à équilibrer les sorties et les entrées : la dose optimale d'azote à apporter doit correspondre aux sorties d'azote (exportations par la culture et pertes) moins les entrées d'azote (fourniture en azote du sol, retombées atmosphériques, fixation d'azote pour les légumineuses, arrière-effet des précédents apports d'engrais organiques).

Pour être utilisé de façon opérationnelle, le bilan prévisionnel est généralement simplifié, car il est compliqué d'estimer précisément tous les postes du bilan, notamment les pertes. Dans le contexte de La Réunion, les chercheurs du CIRAD et notamment dans les travaux de thèse de Marion Ramos, il a été proposé d'utiliser une équation du bilan prévisionnel simplifiée.

Le bilan prévisionnel simplifié s'appuie sur une équation permettant de calculer la dose d'azote à apporter, notée X (en kg/ha) :

$$X = \frac{Pf - PO}{CAU}$$

- Pf représente l'exportation en azote par la culture (en kg/ha),
- PO est la fourniture du sol en azote (en kg/ha),
- CAU est le coefficient apparent d'utilisation de l'engrais, dépendant du type d'engrais utilisé. Cela correspond à la fraction de l'azote total d'un engrais (minéral ou organique) qui est absorbée par les cultures jusqu'à la récolte.

Le bilan est dit prévisionnel, car il est réalisé en tout début du cycle de culture durant laquelle les engrais sont apportés. Il est donc nécessaire d'estimer les différents postes du bilan, notamment la fourniture en azote du sol tout au long du cycle cultural.

La fourniture du sol en azote (PO) prend en compte l'azote organique déjà présent dans le sol, qui doit être minéralisé pour être disponible pour la culture. Elle se calcule selon la formule suivante :

$$PO = Stock\ N \times Km \times JN$$

- Le stock N représente le stock d'azote minéralisable dans le sol.
- La capacité de minéralisation (Km) est un indicateur qui permet d'évaluer la quantité d'azote organique transformée en azote minéral sous forme d'ammonium et de nitrate, les deux formes assimilables par les plantes. Le Km renseigne sur l'efficacité du processus de minéralisation, qui dépend non seulement de la quantité d'azote organique

disponible mais aussi des conditions environnementales telles que la température, l'humidité, et l'activité microbienne.

- Les jours normalisés (JN) sont utilisés pour modéliser la dégradation de la matière organique en fonction des conditions climatiques. Ils prennent en compte la température et l'humidité, deux facteurs clés qui influencent fortement l'activité microbienne et donc la minéralisation de l'azote (Rodrigo et al., 1997). Les travaux du COMIFER montrent que la température optimale pour l'activité microbienne est d'environ 15°C, mais cette activité augmente jusqu'à des températures proches de 30°C avant de diminuer au-delà. Une température de 29°C, associée à une humidité proche de la capacité au champ, permet une activité microbienne intense, ce qui justifie que 1 jour à 29°C corresponde à 4,5 jours normalisés.

Ces valeurs sont influencées par les pratiques de gestion des sols, les amendements organiques et les résidus de culture. En tenant compte de la minéralisation de l'azote organique et des apports résiduels des cultures précédentes, P0 permet d'ajuster la dose d'engrais azotés à appliquer en fonction des ressources disponibles dans le sol (COMIFER, 2019; Zaouchi, 2015). Une bonne estimation de P0 aide à réduire les apports excessifs d'engrais, limitant ainsi les risques de pollution des sols et des eaux.

3. Le cycle du phosphore : dynamique et rôle dans la fertilité des sols

Le cycle du phosphore joue un rôle fondamental dans la régulation de la fertilité des sols et la productivité des écosystèmes agricoles. Contrairement à l'azote, le phosphore n'a pas de phase gazeuse notable dans l'atmosphère. Ses mouvements sont principalement déterminés par des processus biologiques et géochimiques au sein des sols et des sédiments. Présent principalement sous forme de phosphates, le phosphore est libéré lentement par l'altération des minéraux, un processus qui peut s'étendre sur des millions d'années (Zaouchi, 2015).

Dans les sols, le phosphore est disponible sous deux formes principales : minérale (Pi), comme les phosphates de calcium, de fer et d'aluminium, et organique (Po). Cependant, pour que les plantes puissent l'assimiler, ce phosphore doit être transformé en ions phosphates dissous (H_2PO_4^- et HPO_4^{2-}) dans la solution du sol. La disponibilité de ces ions dépend de plusieurs facteurs, dont le pH et la texture du sol, ainsi que de la présence de microorganismes et de mycorhizes qui facilitent la mobilisation du phosphore (Lambano et al., 2022; Zaouchi, 2015).

- Les différents réservoirs de phosphore dans le sol

Le phosphore dans le sol est distribué en plusieurs réservoirs (Figure 2) : le phosphore dans la solution du sol, le phosphore lié à la matière organique, celui présent dans les microorganismes, le phosphore absorbé aux minéraux de la phase solide, et enfin, celui précipité sous forme minérale (Nobile, 2017). Parmi ces réservoirs, le phosphore dans la solution du sol constitue la principale source disponible pour les plantes, tandis que les autres formes, bien que présentes en plus grandes quantités, sont souvent moins accessibles.

- Mécanismes de mobilisation du phosphore

La quantité de phosphore disponible dans le sol est un équilibre entre plusieurs processus. La sorption fixe le phosphore de la solution du sol sur les particules minérales, tandis que la désorption le libère dans la solution. De plus, la précipitation du phosphore avec des éléments

comme le calcium, le fer ou l'aluminium forme de nouveaux composés solides, ce qui réduit sa disponibilité pour les plantes. À l'inverse, la dissolution de ces composés permet de libérer du phosphore. La minéralisation transforme le phosphore organique en forme inorganique utilisable par les plantes, tandis que l'immobilisation correspond à l'assimilation du phosphore par les microorganismes, le rendant temporairement indisponible (Nobile, 2017).

□ Lessivage et impact environnemental

Bien que le phosphore soit moins mobile dans le sol que l'azote, des conditions telles que la saturation en eau ou des apports excessifs d'engrais peuvent entraîner son déplacement par ruissellement. Sous cette forme, le phosphore est transporté sous forme de particules solides, ce qui contribue à la pollution des cours d'eau et à l'eutrophisation des milieux aquatiques. L'excès de phosphore dans ces systèmes favorise la prolifération des algues, perturbant les écosystèmes aquatiques et affectant la qualité de l'eau (Nobile, 2017).

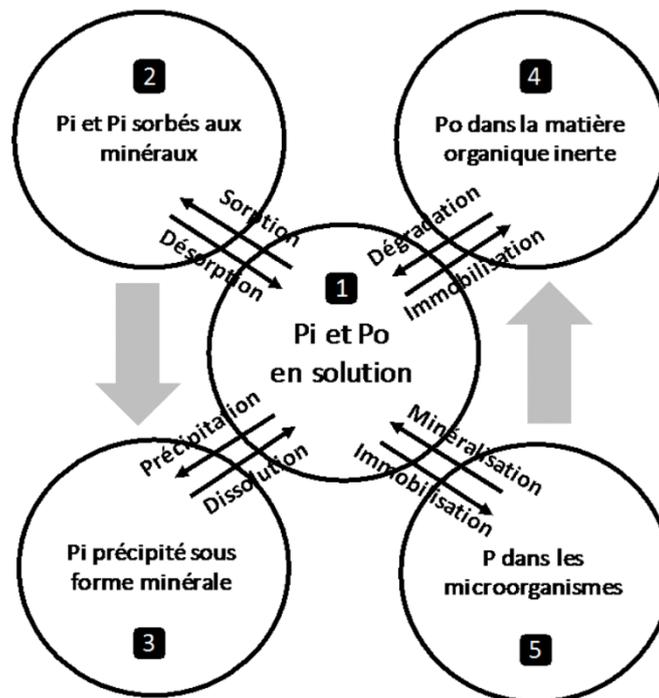


Figure 2 : Représentation du cycle du phosphore dans le sol (Nobile, 2017)

4. Calcul simplifié de la dose de phosphore

À La Réunion, le CIRAD utilise une méthode pour calculer la dose de phosphore (P) à apporter aux cultures, en se basant sur les recommandations du COMIFER. La formule utilisée est la suivante :

$$\text{Dose P} = \text{Exportations en P de la culture} \times \text{Coefficient}$$

Le principe est simple : plus la teneur en phosphore disponible dans le sol est élevée, moins il est nécessaire d'apporter du phosphore supplémentaire. Si le sol est déjà riche en P, les besoins d'apports sont réduits.

Le coefficient appliqué varie entre 0 et 3 :

- 0 : Sol très riche en phosphore, aucun apport n'est nécessaire.
- 3 : Sol très pauvre en phosphore, il faut apporter trois fois la quantité exportée par la culture.

Le CIRAD se base actuellement sur le pH et le type de sol et la teneur en P mesurée au laboratoire avec la méthode d'Olsen Dabin pour identifier le coefficient. Les recherches du CIRAD, on montrait que le coefficient est influencé par la capacité de sorption des sols. La capacité de sorption en phosphore correspond à la fixation du phosphore en solution à la phase solide du sol

Ainsi, les méthodes de calcul des apports en azote et en phosphore reposent sur des paramètres spécifiques, directement influencés par les conditions pédoclimatiques. Pour l'azote, le taux potentiel de minéralisation varie en fonction du type de sol, déterminant la quantité d'azote organique pouvant être convertie en formes minérales assimilables par les plantes. Pour le phosphore, le coefficient dépend de la capacité de sorption du sol, c'est-à-dire sa capacité à fixer cet élément. Il est donc crucial de bien connaître les caractéristiques des différents types de sols et des climats locaux afin de comprendre et d'optimiser ces paramètres.

E. Pédologie et climat de La Réunion

1. Formation et caractéristiques des sols de La Réunion

L'île de La Réunion, située dans l'océan Indien à environ 750 km à l'est de Madagascar, est façonnée par des processus géologiques et climatiques complexes qui jouent un rôle majeur dans la formation et l'évolution de ses sols. Cette île volcanique relativement jeune, apparue il y a environ 3 millions d'années, s'étend sur 2 512 km². Son relief, très accidenté, est dominé par deux massifs volcaniques : le Piton des Neiges, inactif depuis environ 12 000 ans et culminant à 3 069 m, et le Piton de la Fournaise, toujours actif, atteignant 2 631 m (Raunet, 1991). Ces deux massifs se distinguent par leurs séquences lithologiques et leurs modes d'épanchement des laves. Le Piton des Neiges, plus ancien, a formé des excavations centrales, connues sous le nom de cirques, par effondrement de la caldeira. Ces cirques sont des structures géomorphologiques majeures qui évacuent les matériaux géologiques par des cônes alluviaux (Oehler et al., 2008). En revanche, le Piton de la Fournaise, plus récent, est toujours très actif et sa caldeira continue de façonner le relief par des coulées de lave récurrentes (Nehlig et Marie, 2005).

Le climat tropical humide de La Réunion, influencé par l'altitude et les alizés, joue un rôle clé dans la pédogenèse des sols (formation et transformation des sols). Le gradient altitudinal crée une grande variabilité climatique, avec des températures variant de 28 °C au niveau de la mer à 12 °C au sommet des montagnes (Figure 3). La température diminue en moyenne de 0,7 °C tous les 100 m d'élévation, et cette variation thermique est accompagnée d'une augmentation des précipitations avec l'altitude. Les régions de haute altitude reçoivent des précipitations annuelles parmi les plus intenses au monde, dépassant souvent 6 000 mm sur les pentes exposées aux alizés. À l'inverse, la côte Ouest, protégée par le relief, est plus sèche, avec des précipitations annuelles moyennes inférieures à 1 000 mm. Ces conditions, combinées à une

évapotranspiration relativement élevée en zones basses, et des microclimats locaux (Raunet, 1991).

Ces contrastes climatiques, couplés aux processus géologiques, influencent directement la répartition des sols sur l'île. Les fortes précipitations, en particulier sur les versants exposés à l'est, accélèrent l'érosion des roches volcaniques, tandis que les variations de température favorisent la désagrégation physique des roches. Le relief accidenté, marqué par des pentes abruptes, des ravines et des cirques, intensifie les processus érosifs, exacerbant la formation rapide de ravines et contribuant à une érosion importante (Robert et Soulères, 1991). Les mécanismes d'érosion, combinés à la forte pluviosité, entraînent une altération chimique intense des roches volcaniques, ce qui conduit à la formation de sols jeunes, peu profonds et souvent fragiles, susceptibles de subir d'importantes pertes par lessivage des cations (Legros, 2007).

Le facteur temps est également essentiel dans la pédogenèse. À La Réunion, les sols sont relativement jeunes, en grande partie en raison de l'activité volcanique récente. Leur évolution dépend de plusieurs facteurs, notamment l'altitude, la disponibilité en eau, et les conditions de drainage. Dans les zones bien drainées, les processus de ferrallitisation prédominent, entraînant la formation de sols riches en oxydes de fer, tandis que dans les régions mal drainées, marquées par une alternance entre saisons humides et sèches, la vertisolisation favorise l'accumulation d'argiles gonflantes (AFES, 2009). Ces dynamiques contrastées influencent fortement la répartition des types de sols à travers l'île.

En synthèse, la géologie volcanique de La Réunion, combinée à un climat tropical humide aux variabilités marquées et à un relief escarpé, conduit à une pédogenèse complexe. Cette combinaison de facteurs génère une grande diversité de sols, influencée par des processus d'altération physique, chimique et climatique, façonnant ainsi les propriétés et la répartition des sols réunionnais.

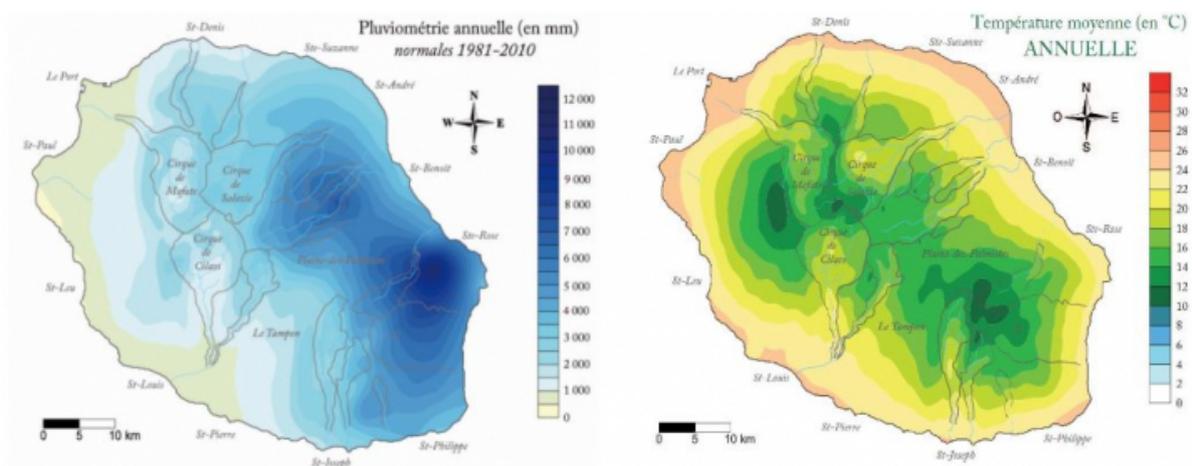


Figure 3 : Carte de la pluviométrie annuelle et de la température moyenne sur l'île de La Réunion (Source : Météo-France, 2022)

2. Cartographie des sols de La Réunion

Les études pédologiques menées à La Réunion ont permis d'établir une cartographie détaillée des différents types de sols. Le travail de Raunet (1991) reste l'une des références majeures, avec une carte décrivant 93 unités morpho-pédologiques homogènes à une échelle de 1/50 000 (Figure 4). Cette carte, toujours largement utilisée, présente une description complète des sols de l'île, prenant en compte les processus géologiques et climatiques qui influencent leur formation. Elle constitue un outil fondamental pour la compréhension des propriétés minéralogiques, géologiques et agronomiques des sols réunionnais.

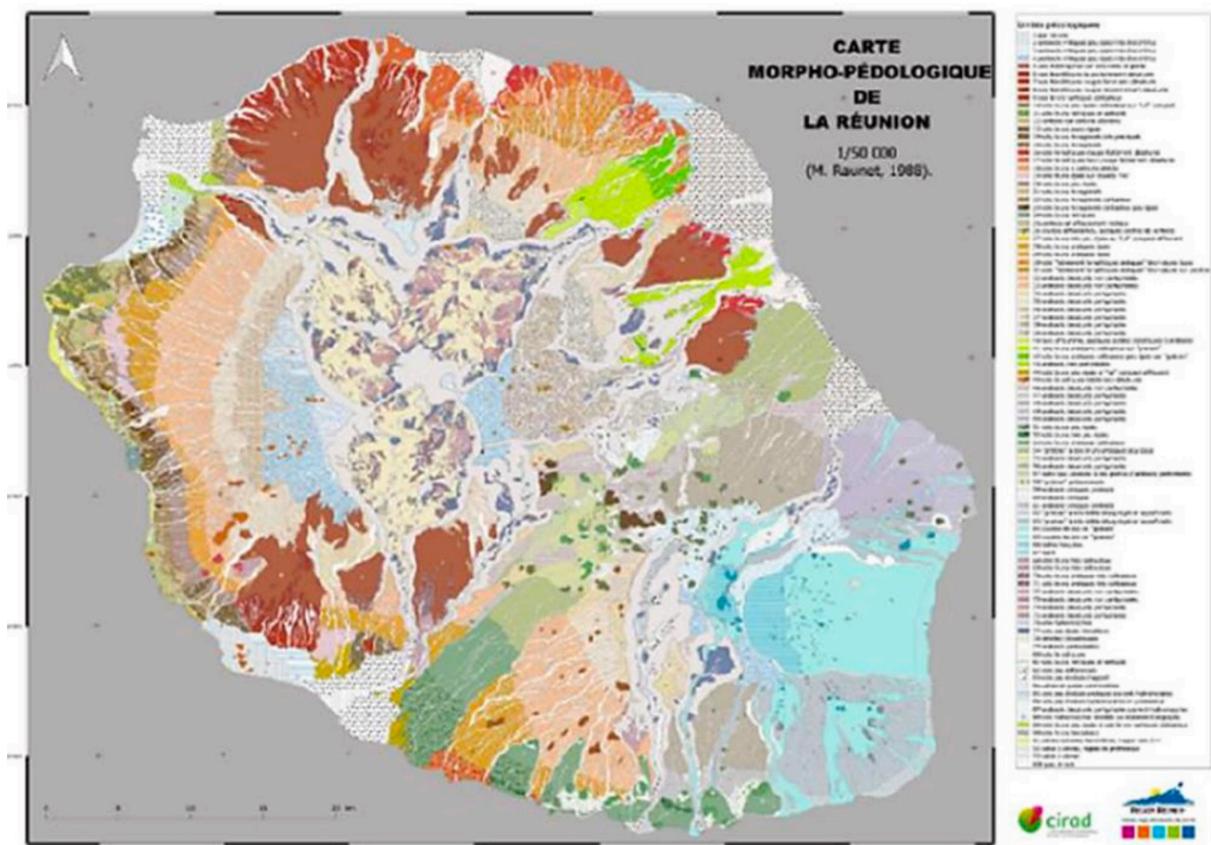


Figure 4 : Cartes des 93 unités morpho-pédologiques de Raunet (1991)

Dans le domaine de l'agronomie, une simplification des données de Raunet a été nécessaire pour rendre les informations plus accessibles et directement exploitables par les agriculteurs. À cet effet, Chabalier et al. (2006) et Pouzet D. (1997) ont défini six grandes unités de sols : les andosols, les andosols perhydratés, les sols bruns andiques, les sols bruns, les sols ferrallitiques et les vertisols (Figure 5). Cette simplification a permis d'adapter les recommandations en matière de fertilisation en fonction des conditions pédoclimatiques spécifiques des parcelles agricoles.

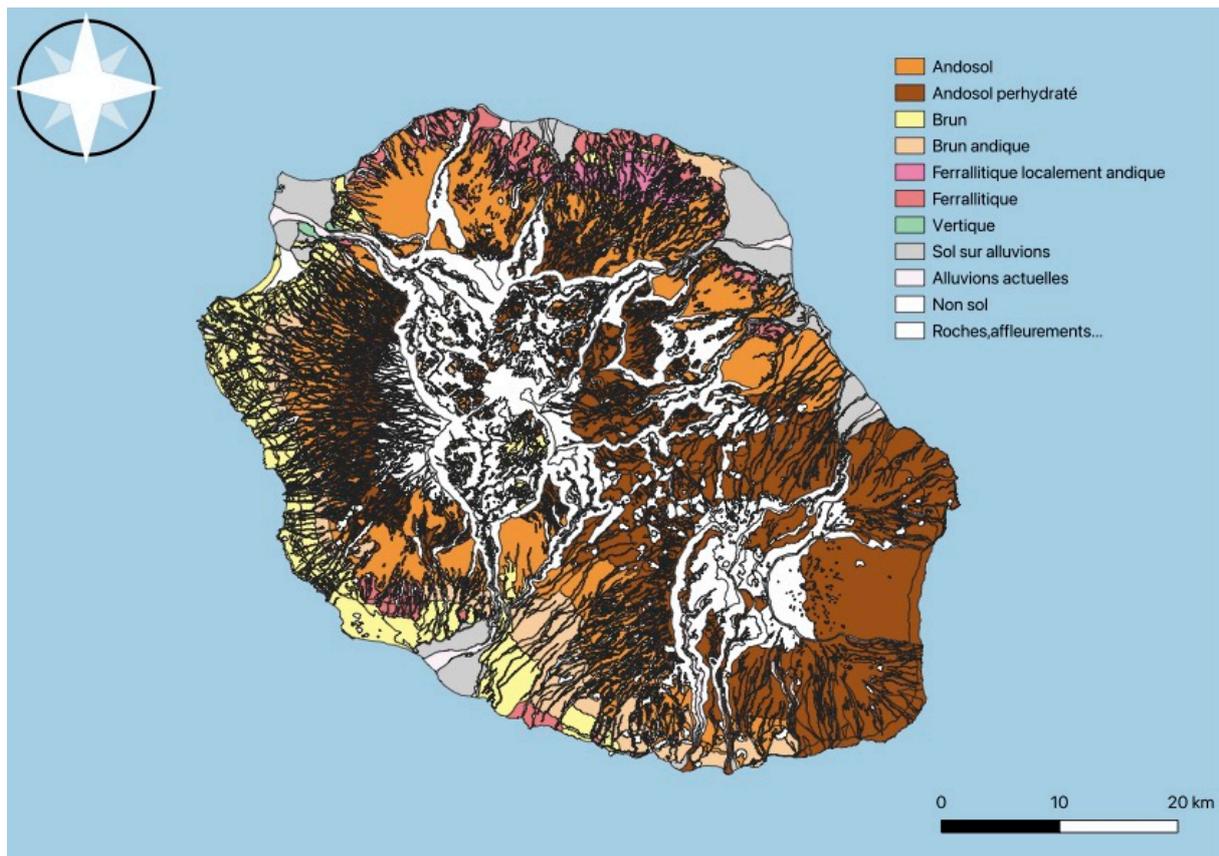


Figure 5 : Carte de la répartition des différents types de sol à La Réunion (Chabaliér et al. (2006) et Pouzet D. (1997))

La classification des sols selon leur andicité est également un outil précieux pour mieux appréhender la diversité des sols volcaniques. Elle permet d'adapter les pratiques agricoles en fonction des propriétés spécifiques de chaque type de sol, optimisant ainsi leur gestion et leur utilisation (Feder et Bourgeon, 2009).

Dans cette classification, deux types de sols émergent : les sols andiques et les sols non andiques. Les sols andiques se forment principalement par l'altération rapide des matériaux volcaniques dans des environnements humides. Ils se distinguent par leur richesse en minéraux amorphes, tels que l'allophane et l'imogolite, qui leur confèrent une grande porosité, une forte capacité de rétention d'eau et une faible densité apparente. Ces sols, également riches en carbone organique, sont particulièrement adaptés à certaines pratiques agricoles. Toutefois, leur capacité à fixer le phosphate peut limiter la disponibilité de ce nutriment pour les cultures (Legros, 2007).

En revanche, les sols non andiques, souvent plus anciens et plus altérés, ne présentent pas ces propriétés spécifiques. Ils sont généralement dominés par des minéraux cristallisés comme la kaolinite et les oxydes de fer, produits de processus d'altération plus avancés sous des climats plus secs ou tempérés. Ces sols ont une densité apparente plus élevée, une porosité moindre et sont moins riches en carbone organique, ce qui diminue leur capacité de rétention d'eau et leur fertilité naturelle (Feder et Bourgeon, 2009).

3. Typologie des sols de La Réunion

La diversité géologique et climatique de La Réunion a conduit à une grande variété de types de sols, influencée par l'altitude et le climat (Figure 6).

Les andosols, présents en quantité importante, sont des sols jeunes formés à partir de dépôts volcaniques récents, principalement des cendres. Ces sols se distinguent par leur forte teneur en matière organique et leur capacité élevée de rétention d'eau, atteignant entre 80 et 130 mm d'eau pour une épaisseur de 60 cm (Chabalier et al., 2006). Leur texture est généralement argilo-humique à argileuse, avec une porosité élevée, allant de 50 à 60 %, et une densité apparente relativement faible, comprise entre 0,5 et 0,7 g/cm³ pour les andosols (Chabalier et al., 2006). Cependant, ces sols présentent un pH souvent acide (inférieur à 5,5), dû à un processus de lixiviation des cations échangeables, ce qui peut limiter leur fertilité, notamment en raison de leur forte capacité de fixation des phosphates (Legros, 2007). On trouve ces sols principalement dans les zones à moyenne et haute altitude, où les températures plus fraîches ralentissent les processus de pédogenèse, favorisant ainsi la conservation des phosphates.

Les andosols perhydratés, une variante des andosols, se caractérisent par une forte teneur en eau due à leur microporosité élevée, ainsi qu'à la présence de gels de silicate d'alumine hydratés. Ces sols, riches en imogolites et allophanes, contiennent des niveaux de matière organique supérieurs à 5 % (Fillols et Chabalier, 2007). Bien que ces sols soient fertiles, leur capacité élevée de fixation des phosphates constitue une contrainte agronomique majeure.

Les sols bruns andiques se forment à des altitudes intermédiaires dans des régions moins humides, et sont issus de l'altération modérée des minéraux primaires dans des conditions de brunification. Ces sols sont caractérisés par des minéraux néoformés tels que les halloysites. Leur densité apparente est plus élevée que celle des andosols, allant de 0,9 à 1,5 g/cm³, mais ils conservent une bonne capacité de stockage en eau (AFES, 2009).

Les sols ferrallitiques, quant à eux, sont les plus anciens de l'île. Ils sont formés sous l'effet d'une altération chimique intense, favorisant la présence d'oxydes de fer. Ces sols sont bien drainés et localisés dans les zones plus anciennes du Piton des Neiges. Ils se caractérisent par une coloration rouge ou brune due à leur teneur en oxydes de fer (Legros, 2007). Avec le temps, les halloysites présentes dans ces sols évoluent vers des kaolinites, une forme d'argile plus stable, particulièrement présente dans les nitisols, ce qui témoigne d'une pédogenèse plus avancée (AFES, 2009).

Enfin, les vertisols se trouvent dans les régions de basse altitude, où l'alternance saisonnière entre périodes humides et sèches favorise la formation d'argiles gonflantes de type smectite. Ces sols sont moins fréquents sur l'île de La Réunion, ils sont caractérisés par une forte plasticité et une capacité élevée de rétention d'eau. Cependant, leur faible drainage peut poser des problèmes en période humide, avec des cycles de gonflement et de rétractation en fonction des fluctuations d'humidité (AFES, 2009). Ces sols possèdent également de fortes capacités d'échange cationique, notamment saturées en calcium et magnésium, contribuant à leur fertilité dans des conditions contrôlées.

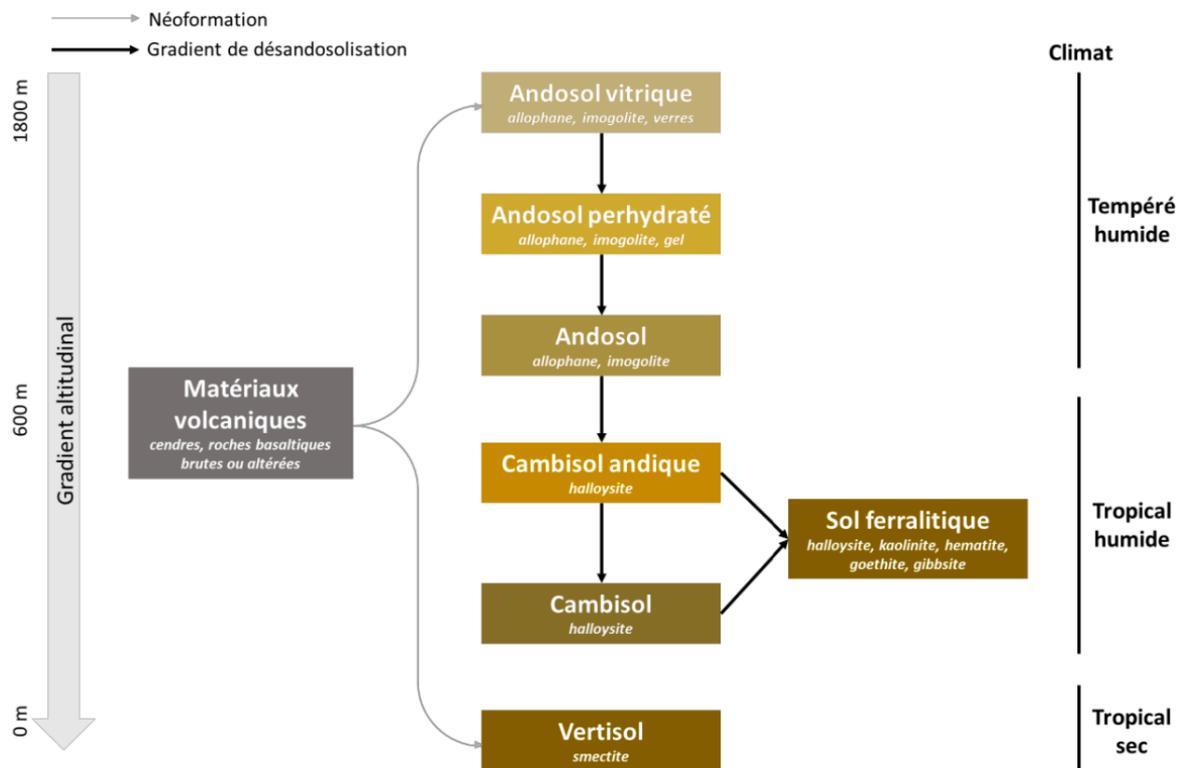


Figure 6 : Évolution des sols de La Réunion (Ramos, 2017)

III. Problématisation de la mission

Un enjeu majeur dans le développement de l'outil d'aide à la fertilisation du projet FertiDOM réside dans la caractérisation de la capacité des sols à stocker et à fournir de l'azote et du phosphore nécessaire à la culture. Cette capacité dépend de divers facteurs tels que le type de sol, le système de culture en place, ainsi que l'historique de fertilisation, notamment les effets des apports de matières organiques (MO). Ces aspects sont essentiels pour ajuster les doses de fertilisants à appliquer.

Après une première synthèse des connaissances disponibles, les chercheurs du CIRAD ont constaté qu'à La Réunion, la capacité des sols canniers à fournir de l'azote et du phosphore est bien documentée. Par contre, l'historique de fertilisation sur cette capacité des sols canniers reste à évaluer. De plus, pour les sols sous prairie, cette caractérisation est encore insuffisante et nécessite une étude approfondie.

Dans ce contexte, ma mission a consisté à contribuer à l'acquisition de données visant à élaborer un outil d'aide à la fertilisation. Plus précisément, j'ai caractérisé la minéralisation de l'azote et la capacité de sorption du phosphore dans les sols sous prairie et canniers ayant reçu différents types d'historique de fertilisation organique à La Réunion.

Les objectifs de mon stage étaient doubles :

- Déterminer la capacité des sols sous prairie à fournir de l'azote et du phosphore.
- Étudier l'effet de l'historique de fertilisation organique sur la minéralisation de l'azote et la capacité de fixation du phosphore dans les sols canniers.

Ainsi, la problématique qui a guidé mon travail de stage a été la suivante : Comment caractériser la fourniture en azote et en phosphore des sols de prairie et sous canne à sucre, ayant reçu différents historiques de fertilisation organique à La Réunion, dans le but de développer un outil d'aide à la fertilisation ?

Les hypothèses retenues pour répondre à cette problématique ont été les suivantes :

- Le type de sol influence directement la dynamique de minéralisation de l'azote organique, modifiant ainsi la disponibilité de l'azote pour les plantes.
- Le type de sol impacte la capacité de sorption du phosphore, avec des variations selon la composition minéralogique des sols.
- La nature des apports organiques influence conjointement la minéralisation de l'azote ainsi que la capacité de sorption en phosphore des sols.
- Les propriétés physico-chimiques des sols sont des facteurs importants à considérer lors de la gestion de la fertilisation azotée et phosphatée.

IV. Démarche méthodologique

A. Prélèvement des échantillons de sol

Le choix des parcelles sélectionnées a été effectué avant le début de mon stage par mes encadrants. En effet, pour les sols de prairie il était nécessaire de contacter les agriculteurs bien en amont de mon stage afin d'identifier avec eux les parcelles où nous pourrions réaliser les prélèvements, et de s'assurer qu'ils n'apportent pas de matière organique sur celles-ci pendant une durée de 6 mois pour ne pas biaiser les résultats. De plus, les prélèvements pour les prairies ont évité les zones avec la présence de légumineuses car elles sont fixatrices d'azote ce qui aurait aussi pu biaiser les résultats.

Ce travail préparatoire a permis de réaliser les prélèvements dès le début de mon stage et ainsi de démarrer le plus rapidement les expérimentations. Cette organisation était également nécessaire pour tenir compte de la durée des expérimentations qui nécessite plusieurs mois.

14 échantillons de sols ont été prélevés (Figure 8).

- 8 échantillons pour des sols sous prairie géo-sélectionnées.
- 6 échantillons pour des sols sous canne, issus de l'essai agronomique d'eRcane, correspondant à six modalités différentes d'apports de matières organiques.

Ces échantillons ont aussi permis d'enrichir les connaissances actuelles du CIRAD sur les types de sols sous prairie et compléter les références acquises en sols canniers par Marion Ramos dans le cadre de sa thèse.

Les six apports de matières organiques sélectionnés correspondent aux modalités suivantes :

- BS3** : Boue de station d'épuration
- CP3** : Compost d'effluents d'élevage
- Ecum3** : Écume de sucrerie
- LP1** : Lisier de porc
- LV3** : Litière de volaille
- CDV3** : Compost de déchets verts

Pour les sols canniers, chaque échantillon a été prélevé sur une parcelle ayant reçu une de ces six modalités (Figure 7). Les apports organiques (amendements) sont appliqués chaque année. Les quantités apportées sont calculées pour représenter 75 % de la dose optimale en azote (N) pour la canne à sucre. Si nécessaire, un apport complémentaire en engrais chimiques est réalisé pour atteindre les doses optimales en phosphore (P) et en potassium (K).

Les différents échantillons de sols ont été prélevés à la tarière sur l'horizon 0-30 cm. Pour chacun des échantillons de sols, un composite de trois prélèvements à la tarière a été réalisé pour capter l'hétérogénéité de la parcelle. Les prélèvements ont été effectués avec le soutien de l'Association du Pastoralisme de La Réunion (ARP) pour les sols sous prairie, et de la structure eRcane pour les sols sous cannes.



Figure 7 : Carte de présentation des prélèvements de sol pour les modalités sous cannes

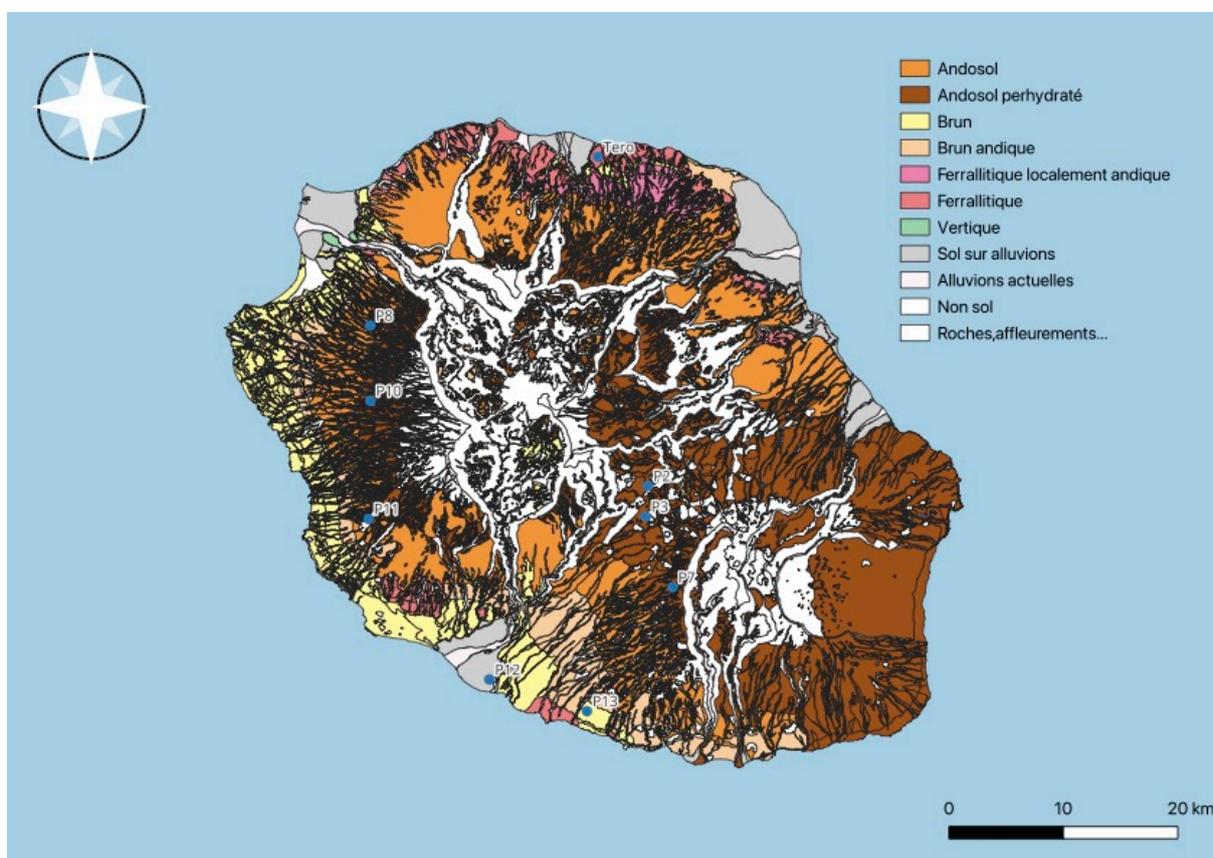


Figure 8 : Répartition de l'échantillonnage selon la typologie actuelle (Pouzet, 2003)

Les sols de l'étude ont été analysés dans les laboratoires du CIRAD à La Réunion pour caractériser leurs propriétés physico-chimiques. Six propriétés ont été sélectionnées : le pH, les concentrations en azote, en carbone et en phosphore, la capacité d'échange cationique (CEC) et le rapport C/N.

Les analyses ont été réalisées par le personnel du laboratoire. Le pH du sol a été mesuré dans une suspension eau-sol avec un rapport 1V/5V, à l'aide d'une électrode en verre. La méthode Dumas, utilisant un analyseur élémentaire, a permis de déterminer les concentrations totales en azote (N) et en carbone organique (C) présents dans les sols. Le phosphore disponible a été évalué par la méthode Olsen-Dabin, avec un dosage par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SFA). Enfin, la capacité d'échange cationique (CEC) du sol a été mesurée également par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA).

Les résultats sont présentés dans les tableaux suivants. L'ensemble des interprétations a été réalisé avec le fascicule fourni par le CIRAD afin de permettre une interprétation rapide des résultats d'analyse de sols.

Tableau 1: Récapitulatif des résultats des analyses physico-chimiques des sols canniers

| Type d'apport organique | pH_eau | N (g/kg) | C (g/kg) | P (mg/kg) | CEC (meq/100g) | C/N |
|-----------------------------|--------|----------|----------|-----------|----------------|-------|
| Lisier de porc | 6,3 | 1,624 | 20,47 | 124,98 | 11,257 | 12,6 |
| Litière de volaille | 6,65 | 1,75 | 20,73 | 100,16 | 11,235 | 11,85 |
| Boue de station d'épuration | 6,79 | 1,882 | 21,78 | 247,11 | 13,543 | 11,57 |
| Compost d'effluents élevage | 6,71 | 2,753 | 26,74 | 335,61 | 14,137 | 9,71 |
| Compost déchet vert | 7,34 | 2,085 | 24,05 | 154,44 | 15,995 | 11,53 |
| Écume de sucrerie | 7,57 | 2,097 | 22,87 | 1013,3 | 19,012 | 10,91 |

Les sols amendés avec de l'écume de sucrerie (pH 7,57) et du compost de déchets verts (pH 7,34) présentent des pH très élevés, contrastant avec ceux enrichis en lisier de porc (pH 6,3) et en litière de volaille (pH 6,65), qui affichent des pH plus modérés. Les autres types d'amendements restent dans une plage de pH neutre.

Pour la teneur en azote minéralisable, les sols enrichis avec du compost d'effluents d'élevage se distinguent par une bonne concentration, tandis que les sols amendés avec du lisier de porc, de la litière de volaille, de la boue de station d'épuration et de l'écume de sucrerie montrent un léger déficit en azote.

Pour le phosphore, les sols amendés avec de l'écume de sucrerie (1013,3 mg/kg) et du compost d'effluents d'élevage (335,61 mg/kg) présentent des teneurs exceptionnellement élevées, alors que les sols enrichis avec du lisier de porc (124,98 mg/kg) et de la litière de volaille (100,16 mg/kg) montrent des valeurs plus modérées.

La capacité d'échange cationique (CEC) est particulièrement élevée dans les sols amendés avec de l'écume de sucrerie (19,012 meq/100g) et du compost de déchets verts (15,995 meq/100g), suggérant une bonne capacité de rétention des nutriments. À l'inverse, les sols enrichis en boues de station d'épuration ont une CEC plus faible (13,543 meq/100g).

Les sols enrichis en compost d'effluents d'élevage et en compost de déchets verts présentent des rapports C/N faibles (9,71 et 11,53), ce qui favorise une minéralisation rapide de la matière organique. En revanche, les sols amendés avec du lisier de porc (12,6) et de la litière de volaille (11,85) montrent des rapports C/N plus élevés, ralentissant ainsi cette minéralisation.

Tableau 2 : Récapitulatif des résultats des analyses physico-chimiques des différents sols sous prairie

| Sol | Type de sol | pH_eau | N (g/kg) | C_organique (g/kg) | CEC (meq/100g) | C.N | P (mg/kg) |
|-----|--------------------|--------|----------|--------------------|----------------|-------|-----------|
| P2 | Andosol perhydraté | 6,27 | 8,715 | 106,07 | 17,494 | 12,17 | 348,35 |
| P3 | Andosol perhydraté | 5,8 | 10,699 | 134,86 | 8,175 | 12,6 | 161,95 |
| P7 | Andosol perhydraté | 4,97 | 7,975 | 91,05 | 4,849 | 11,42 | 432,6 |
| P8 | Andosol | 6,71 | 9,619 | 118,61 | 24,202 | 12,33 | 406,14 |
| P10 | Andosol perhydraté | 5,72 | 10,297 | 143,11 | 10,698 | 13,9 | 302,05 |
| P11 | Andosol | 6,17 | 8,487 | 92,48 | 13,943 | 10,9 | 236,94 |
| P12 | Sol sur alluvions | 6,7 | 3,072 | 29,97 | 19,2 | 9,76 | 213,09 |
| P13 | Sol brun | 6,37 | 3,184 | 32,33 | 17,652 | 10,15 | 370,7 |

Les andosols perhydratés (P2, P3, P7, P10) montrent une large variation de pH, tandis que les andosols classiques (P8, P11) possèdent les pH les plus élevés. À l'inverse, les sols sur alluvions (P12) et les sols bruns (P13) présentent des pH similaires, mais plus modérés.

Pour le carbone organique, les andosols perhydratés sont les plus riches, dépassant les andosols, eux-mêmes plus riches que les sols sur alluvions et les sols bruns, qui affichent les valeurs les plus faibles.

Concernant l'azote, les andosols perhydratés et les andosols classiques enregistrent les concentrations les plus élevées, dépassant de loin les sols sur alluvions et les sols bruns. Pour le phosphore, la tendance est similaire : les andosols perhydratés et les andosols classiques ont les teneurs les plus élevées, tandis que les sols sur alluvions et bruns se situent à des niveaux inférieurs.

La capacité d'échange cationique (CEC) des andosols perhydratés varie considérablement, avec des valeurs globalement élevées, mais inégales. Les andosols classiques montrent une CEC élevée et plus constante. En comparaison, le sol sur alluvions affiche la CEC la plus faible (19,2 meq/100g), bien que presque saturée, tandis que le sol brun présente une CEC légèrement supérieure, également fortement saturée.

Les rapports C/N des andosols perhydratés sont modérés, favorisant une minéralisation efficace de la matière organique. Les andosols classiques (P8, P11) présentent des rapports similaires. En revanche, le sol sur alluvions (P12) et le sol brun (P13) ont les rapports C/N les plus bas, indiquant une minéralisation plus rapide de la matière organique.

B. Mesure du taux de minéralisation de l'azote organique par incubation en conditions contrôlées (ICC)

1. Déroulement de l'expérience

L'azote présent dans le sol se trouve principalement sous forme organique et doit être minéralisé en azote minéral (ammonium et nitrate) par l'action des microorganismes pour devenir accessible aux plantes. Pour estimer la quantité d'azote que le sol peut fournir aux plantes, il est crucial de déterminer la vitesse potentielle de minéralisation de cet azote. Cette estimation se fait par des incubations de sol en conditions contrôlées, où le sol est placé dans une chambre climatique pendant plusieurs jours, avec une température et une humidité maîtrisées, afin de mesurer l'évolution de la concentration en azote minéral dans le sol au fil du temps.

Les incubations en conditions contrôlées ont été réalisées sur les 14 sols sélectionnés, avec 4 répétitions, sur une période de 120 jours à 28 °C en chambre climatique afin de déterminer leurs taux potentiel de minéralisation. Cela a permis de suivre la minéralisation de l'azote organique grâce à la mesure de l'ammonium (NH_4^+) et du nitrate (NO_3^-), à différentes dates d'extraction. Le protocole mis en place est basé sur les travaux de thèse de Marion Ramos et sur la norme ISO 14256-2 (2015).

Après le prélèvement des différents sols, les échantillons ont été conservés dans une chambre froide à 4°C, et placés dans des sachets plastiques hermétiquement fermés et référencés afin de limiter les échanges d'oxygène. Ces précautions sont prises pour ne pas affecter la composition granulométrique des andosols, très sensibles au séchage (Khan et al., 2007), et pour limiter les flushs de minéralisation liés à la ré-humectation des sols (Beauchamp et al., 1986). Les sols ont été tamisés à 4 mm pour supprimer l'ensemble des résidus et limiter les perturbations dues à la rupture des agrégats (Ramos, 2023).

Chaque échantillon de sol a été placé dans un pilulier de 60 ml, contenant une quantité de terre fraîche compactée à sa densité apparente de terre fine (DA) propre à son type de sol, et ajusté à la capacité au champ. Les sols ont été compactés à leur densité apparente pour conserver une structure aussi proche que possible de celle d'origine avant le prélèvement. Ces deux paramètres ont été définis pour chaque échantillon en se basant sur la proximité géographique avec des échantillons déjà renseignés par le CIRAD (sous QGis).

Pour calculer la quantité de sol frais à introduire dans les piluliers, nous avons choisi de nous baser sur une hauteur fixe de 3 cm pour tous les piluliers. Ce choix est fondé sur les travaux de Marion RAMOS, qui a démontré qu'il est plus pertinent de se baser sur une hauteur fixe plutôt que sur une quantité de sol fixe. En effet, dans de nombreux cas, l'utilisation d'une quantité de sol fixe entraînait un débordement des piluliers. En utilisant la densité apparente (DA) renseignée pour l'ensemble de nos sols et la hauteur souhaitée, j'ai pu déterminer la masse de sol frais à introduire et à tasser pour que les sols dans les piluliers retrouvent une structure aussi proche que possible de leur état naturel. Pour ajuster les sols à leur capacité au champ, je me suis basé sur leur pF 2,5 afin de calculer théoriquement la quantité d'eau présente dans chaque échantillon avant prélèvement. Cela m'a ensuite permis de réajuster leur niveau d'humidité lors de la mise en place de l'incubation, en ajoutant de l'eau distillée.

Les teneurs en NH_4^+ et NO_3^- , ont été mesurées à 4 dates ; J7, J28, J56 et J90. Il n'a pas été faite de mesure à J0 pour éviter de calculer le « flush de minéralisation », qui correspond à un pool d'azote rapidement minéralisé influencé par la destruction des agrégats de terre lors du tamisage (ROCCA et VARVOUX, 2015) Ces teneurs ont été mesurées par extraction au chlorure de potassium (KCl). Étant donné que ces expériences sont destructrices, chaque échantillon n'est

plus utilisable après extraction, autant de piluliers que de dates de mesure ont donc été préparés. Au lancement, 224 piluliers ont été incubés, soit 14 sols x 4 répétitions x 4 dates.

Les piluliers ont été répartis dans quatre barquettes, une barquette par date. Chaque barquette a été recouverte d'un film plastique, et du sable a été introduit et humidifié, permettant à la fois la stabilité des piluliers et le maintien de l'humidité des sols.

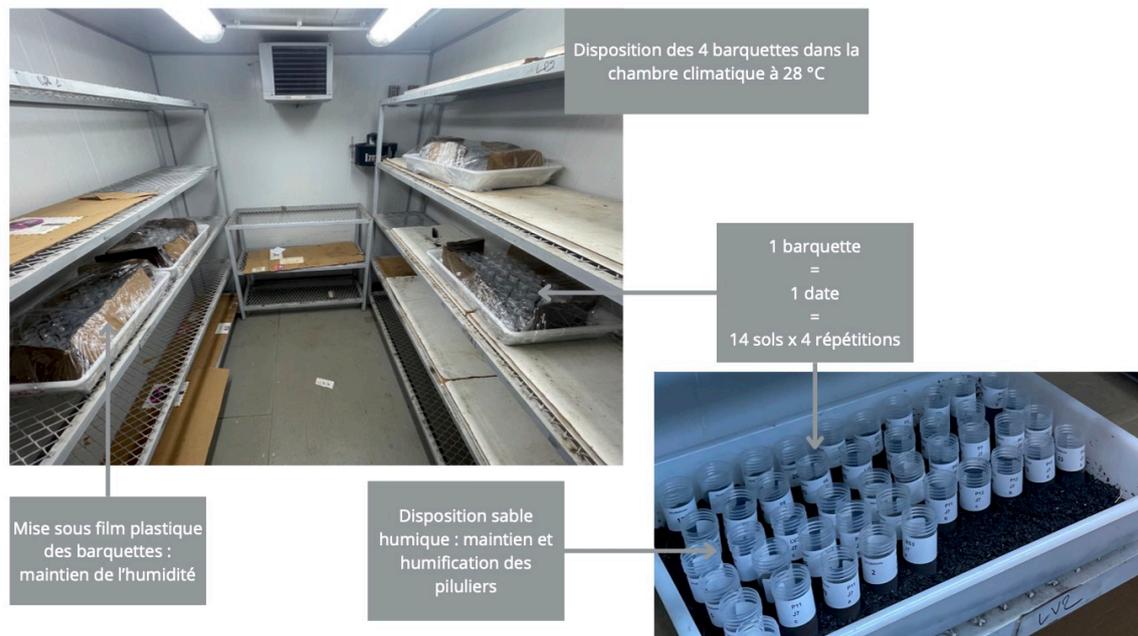


Figure 9 : Présentation de la mise en place des Incubations en Conditions Contrôlées (ICC)

Les teneurs en NH_4^+ et NO_3^- sont mesurées par une extraction destructive au chlorure de potassium (KCl). En suivant la norme ISO 14256-2, la totalité du sol incubé est mélangée à du KCl à 1 mol/L avec un ratio de 1 sur 5, soit cinq fois la quantité de sol sec des piluliers. Le mélange est agité pendant 1 heure, puis placé dans une centrifugeuse pendant 10 minutes à 2500 tours/min. Durant l'ensemble des manipulations, la température est maintenue à 22 °C. Les surnageants sont ensuite placés dans des tubes à essai et congelés.

À chacune des dates, un blanc a été réalisé afin d'identifier la quantité d'azote atmosphérique potentiellement captée durant l'expérimentation par la solution de KCl. Les tubes sont ensuite envoyés au laboratoire du Cirad à Montpellier pour la mesure des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- par spectrophotométrie en flux continu après ajout des réactifs de Berthelot et de Griess.

2. Calcul du taux de minéralisation

La somme de NH_4^+ et NO_3^- minéralisée à chaque date de prélèvement, exprimée en mg.kg^{-1} de sol, permet de déterminer la quantité de N minéral provenant de l'azote organique de chacun des sols testés. À chaque prélèvement, la quantité d'azote minéralisé (N_{min}), en kg.tN^{-1} , est calculée en deux étapes : 1/Par la soustraction de la somme des quantités de NH_4^+ et NO_3^- des différents blancs pour chaque date, afin d'exclure l'azote atmosphérique potentiellement assimilé lors de l'extraction. 2/En divisant cette somme par la teneur en N organique de chaque

échantillon. Les différentes cinétiques de minéralisation de l'azote organique pour chaque échantillon de sol seront ensuite tracées à l'aide de l'outil R Studio.

La cinétique de minéralisation de l'azote organique au fil du temps permet ensuite de calculer le taux de minéralisation de l'azote organique par jour normalisé (JN), désigné par la variable K_m , exprimée en $\text{kgN.tNorg}^{-1}.\text{JN}^{-1}$. La valeur de K_m représentée par la pente des cinétiques de minéralisation des différents sols incubés. Pour obtenir ces pentes, un modèle de régression linéaire de l'azote minéralisé en fonction des jours normalisés a été appliqué.

L'utilisation des jours normalisés prend en compte les facteurs climatiques (Rodrigo et al., 1997) qui influencent l'activité microbienne du sol, notamment la température (15°C) et l'humidité (à la capacité au champ) durant l'incubation. Un jour d'incubation à 29°C et à humidité équivalente à la capacité au champ représente 4,5 jours normalisés (JN), soit pour J7 à 31.5 JN.

C. Mesure de la capacité de sorption en phosphore

1. Déroulé de l'expérimentation

La quantité de phosphore disponible pour les plantes dans le sol dépend de la concentration de phosphore dans la solution du sol et de la capacité de la phase solide à réapprovisionner cette solution. Le mécanisme de sorption du phosphore dans les sols correspond à la capacité de ces sols à fixer le phosphore dans la phase solide, le rendant ainsi moins accessible aux plantes. La mesure de la capacité de sorption en phosphore permet d'identifier dans quelle mesure un sol peut retenir le phosphore.

L'expérimentation consiste à mélanger le sol avec 8 solutions contenant des doses croissantes de phosphore. Lors du mélange, une partie des ions phosphore présents dans les solutions est absorbée par la phase solide des sols. La concentration finale des solutions est ensuite mesurée par colorimétrie.

Les courbes de sorption ont été tracées pour 16 sols afin d'analyser leurs pouvoirs fixateurs en phosphore. Dans cette expérience, des échantillons supplémentaires provenant de la thèse de Marion Ramos ont été inclus pour diversifier les types de sols analysés. Le protocole mis en place a été défini à partir des travaux de Barrow et Debnath, 2014.

Pour tracer ces courbes de sorption, il est nécessaire d'ajouter au sol des solutions ayant des doses croissantes en phosphore. À cette fin, huit solutions de concentrations croissantes en phosphore ont été préparées. Ces huit doses constituent notre gamme de concentration, qui varie selon le type de sol étudié. Nous avons suivi les concentrations en phosphore indiquées dans le tableau ci-après :

Tableau 3 : Présentation des gammes de concentration en Phosphore selon le type de sol

| Dose P | Concentration solution P (mg P/L) | |
|--------|-----------------------------------|----------------------|
| | Sols Bruns et alluvionnaires | Autres types de sols |
| P1 | 0 | 0 |
| P2 | 10 | 20 |
| P3 | 20 | 40 |
| P4 | 30 | 60 |
| P5 | 40 | 80 |
| P6 | 50 | 100 |
| P7 | 60 | 150 |
| P8 | 80 | 200 |

Afin de réaliser les concentrations de notre gamme nous avons dilué une solution mère de 1000 mg P/L contenant 4,3937 g de KH₂PO₄ dans un volume total de 1 L d'eau distillée, selon le tableau suivant :

Tableau 4 : Préparation des solutions de Phosphore à partir de la solution mère à 1000 mg P/L

| Concentration Initiale (mg P/L) | Volume solution mère (mL) | Volume d'eau distillée (mL) |
|---------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| 0 | 0 | 100 |
| 10 | 1 | 99 |
| 20 | 2 | 98 |
| 30 | 3 | 97 |
| 40 | 4 | 96 |
| 50 | 5 | 95 |
| 60 | 6 | 94 |
| 80 | 8 | 92 |
| 100 | 10 | 90 |
| 150 | 15 | 85 |
| 200 | 20 | 80 |

Chaque échantillon a été séché à l'air libre puis tamisé à travers un tamis de 2 mm. Ensuite, 1 g de sol a été mélangé avec 10 mL de solution de gamme dans des tubes Eppendorf de 20 mL. Une matière sèche résiduelle des échantillons de sol est à ce moment réalisée afin de connaître la masse d'eau présente. Pour chaque sol, 8 tubes ont été préparés pour représenter l'ensemble de la gamme. Les échantillons ont été agités pendant 16 heures, puis centrifugés pendant 5 minutes à 3500 tours/min. Le surnageant a ensuite été filtré à l'aide d'un filtre seringue de 0,22 µm, avant d'être réparti dans différents tubes de 10 mL.

Les surnageants des échantillons ont ensuite été analysés par colorimétrie au vert de malachite ou par spectrophotométrie UV/visible à 610 nm pour déterminer la concentration en phosphore de chaque échantillon. À chaque analyse, les gammes de phosphore ont également été mesurées par colorimétrie au vert de malachite afin de valider les résultats (gamme de validation). Les échantillons de sols ayant reçus les concentrations les plus fortes ont été dilués avec de l'eau distillée afin de les faire valider par la gamme.

Les valeurs de concentration des sols devaient se situer entre celles de la gamme de validation. Lorsque des échantillons se trouvaient en dehors de cette plage, de nouvelles dilutions ont été effectuées pour les ajuster et permettre leur validation par rapport à la gamme.

2. Calcul de la quantité de sorption en P des sols

La quantité de sorption en phosphore en mg P/kg de sol est calculée de la manière suivante :

$$P \text{ sorption (mg P. kg}^{-1}\text{Sol)} = \frac{(C_i - C_f) \times 10}{M_{SR} \times \text{Masse sol}}$$

C_i correspond à la concentration initiale, C_f à la concentration finale, et M_{SR} à la matière sèche résiduelle. La concentration finale est déterminée à partir de l'équation de la gamme.

Une fois la quantité de phosphore fixée déterminée, j'ai pu tracer les courbes de sorption en phosphore des échantillons. Ces courbes représentent la relation entre la quantité de phosphore fixée par le sol (en mg P/kg de sol) et la concentration finale en phosphore de la solution (en mg P/L).

J'ai ensuite modélisé cette relation à l'aide de R Studio pour déterminer les paramètres de sorption, S_{max} et KL , qui représentent respectivement la quantité maximale de sorption en phosphore du sol et la courbure du modèle indiquant l'affinité du sol pour le phosphore. Le modèle de Langmuir a été choisi pour cette analyse :

$$P \text{ sorption} = \frac{(KL \times S_{max} \times C_f)}{(1 + KL \times C_f)}$$

Le sorption du phosphore correspond à la quantité de phosphore fixée par la phase solide du sol, exprimée en mg P/kg de sol. Cette sorption est modélisée par deux paramètres clés :

- « S_{max} » représente la capacité maximale de sorption, c'est-à-dire la quantité maximale de phosphore que le sol peut fixer avant d'atteindre un plateau. Un S_{max} élevé indique que le sol peut retenir une grande quantité de phosphore, ce qui est essentiel pour assurer une disponibilité prolongée du phosphore pour les plantes.

- « KL » (constante de Langmuir) mesure l'affinité du sol pour le phosphore. Des valeurs élevées de KL indiquent une forte affinité, signifiant que le phosphore est fixé de manière plus efficace même à des concentrations faibles. KL contrôle également la courbure du modèle de sorption, reflétant la relation entre la concentration de phosphore en solution et la quantité de P dit sorbé (quantité de phosphore fixé).

V. Résultats de l'étude

A. Minéralisation de l'azote organique dans le sol

Les incubations en conditions contrôlées ont permis d'établir les cinétiques de minéralisation de l'azote (NH_4^+ et NO_3^-) pour chaque échantillon de sol au cours de 56 jours d'incubation. Le taux potentiel de minéralisation de l'azote (Km) a été déterminé à partir de ces cinétiques pour chacun des sols.

En raison du temps imparti de mon stage et de la durée des analyses, seules les données des trois premières dates d'incubation (J7, J28, et J56) ont pu être traitées au laboratoire du CIRAD de Montpellier. De plus, les mesures du NH_4^+ ont rencontré quelques problèmes lors de la validation en laboratoire. Bien qu'elles ne soient pas théoriquement correctes, ces mesures restent exploitables car les résultats par échantillon devraient conserver des ordres de grandeur cohérents entre eux une fois les mesures validées.

1. Impact du type de sol pour les sols sous prairie

Les cinétiques de minéralisation de l'azote dans les sols sous prairie montrent une variabilité relativement hétérogène. À 31,5 jours normalisés (JN), la minéralisation varie entre 1 et 12 kgN.tN^{-1} , tandis qu'à 252 JN, elle oscille entre 3 et 39 kgN.tN^{-1} (Figure 10 : a). Cette large variation s'explique principalement par l'échantillon de sol sur alluvions, qui présente les valeurs les plus élevées, allant de 12 à 39 kgN.tN^{-1} au cours des trois périodes d'incubation. Les autres types de sols montrent des variations moins prononcées.

En revanche, en prenant la moyenne de la minéralisation pour chaque type de sol sur les trois périodes, des différences plus nettes apparaissent (Figure 10 : c). Les sols sur alluvions se distinguent par une capacité de minéralisation d'azote plus élevée (39 kgN.tN^{-1} à 252 JN), suivis par les sols bruns (23 kgN.tN^{-1} à 252 JN), les andosols perhydratés (11 kgN.tN^{-1} à 252 JN), et enfin les andosols (8 kgN.tN^{-1} à 252 JN).

Une régression à deux facteurs démontre que la minéralisation de l'azote sur les dates d'incubation est significativement influencée par le type du sol sur le temps, avec une p-value globale extrêmement faible de 8,039e-06, confirmant l'importance de ces facteurs dans la dynamique de la minéralisation.

La différence de minéralisation de l'azote devient encore plus prononcée lorsque les sols sont classés selon leur andicité (Figure 10 : b et d). Les sols non andiques montrent une minéralisation nettement plus élevée que les sols andiques, avec des écarts significatifs observés à chaque date d'incubation. En moyenne, les sols non andiques minéralisent trois fois plus d'azote que les sols andiques, atteignant 29 kgN.tN^{-1} à 252 JN, contre 9 kgN.tN^{-1} pour les sols andiques à la même période. Une régression linéaire confirme cette observation, avec une p-value globale de 1,262e-05, indiquant que la minéralisation de l'azote au fil du temps est significativement influencée par les propriétés andiques des sols.

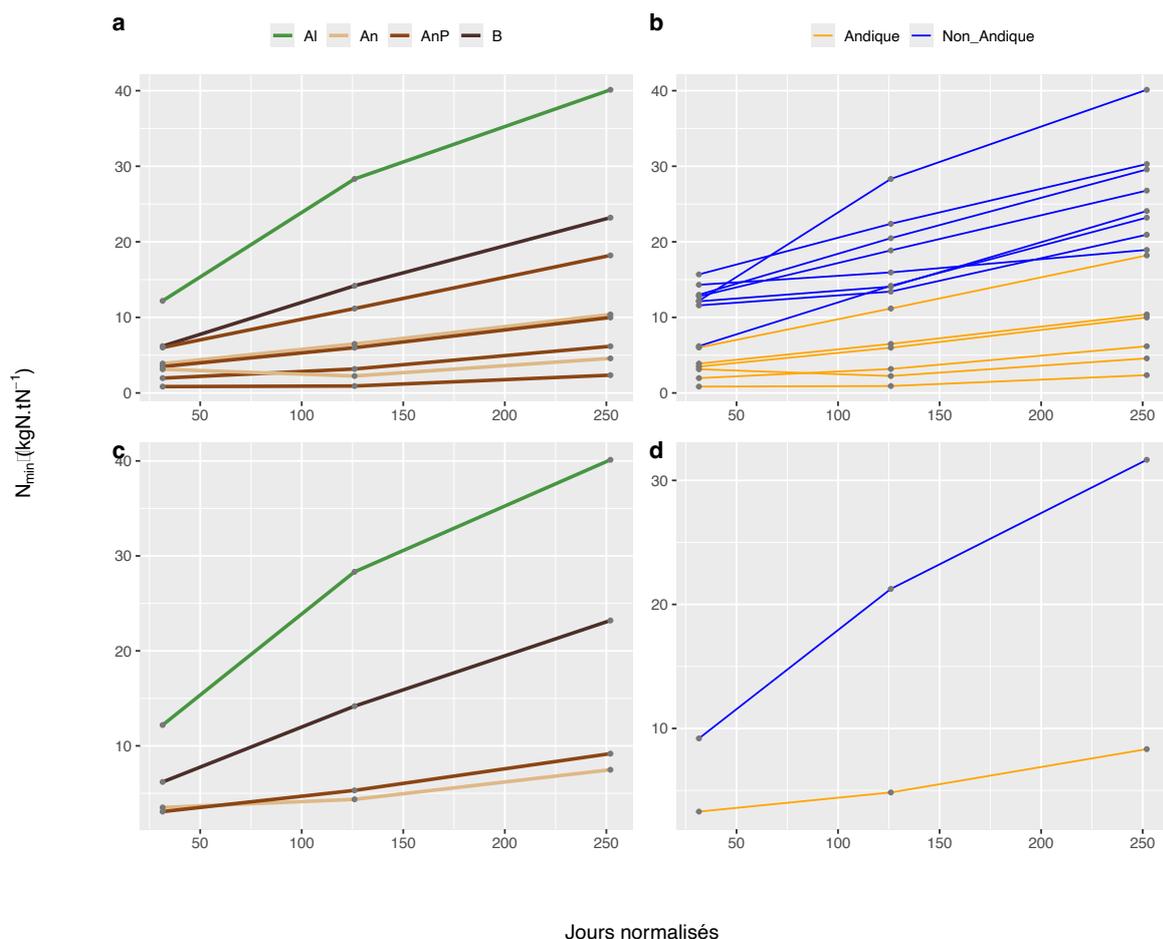


Figure 10 : Cinétiques de minéralisation de l'azote sur la période d'incubation, exprimé en jours normalisés, pour l'ensemble des échantillons de prairie (a, b) et moyennée par typologie (c, d) par la typologie actuelle (a, c) et selon le critère d'andacité (b, d)

Les taux de minéralisation de l'azote (K_m) dans les sols sous prairie varient de 0,01 à 0,12 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$. Cette variabilité s'explique par des différences significatives entre les échantillons (Figure 11). En calculant la moyenne des K_m pour chaque type de sol, ces écarts deviennent encore plus évidents (Figure 11). Les sols alluviaux présentent le taux le plus élevé avec 0,12 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$, suivis par les sols bruns avec 0,08 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$. Les andosols ont un taux de 0,02 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$, tandis que les andosols perhydratés affichent un taux de 0,03 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$. Ces résultats laissent à penser que le type de sol est un indicateur de la vitesse de minéralisation de l'azote dans le sol. Cependant, une analyse ANOVA visant à évaluer l'effet du type de sol sur le K_m n'a pas permis de conclure à un effet significatif mais à une tendance, avec une p-value proche du seuil de 0,05.

En simplifiant la typologie des sols, on observe une nette différence : les sols non andiques présentent une minéralisation en moyenne deux fois plus élevée que les sols andiques, avec des valeurs respectives de 0,069 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$ pour les sols andiques et 0,29 $kg N \cdot t Norg^{-1} \cdot JN^{-1}$ pour les sols non andiques (Figure 11). Cette fois-ci, l'ANOVA montre que l'andacité du sol a un impact significatif sur le taux de minéralisation, avec une p-value de 0,0103.

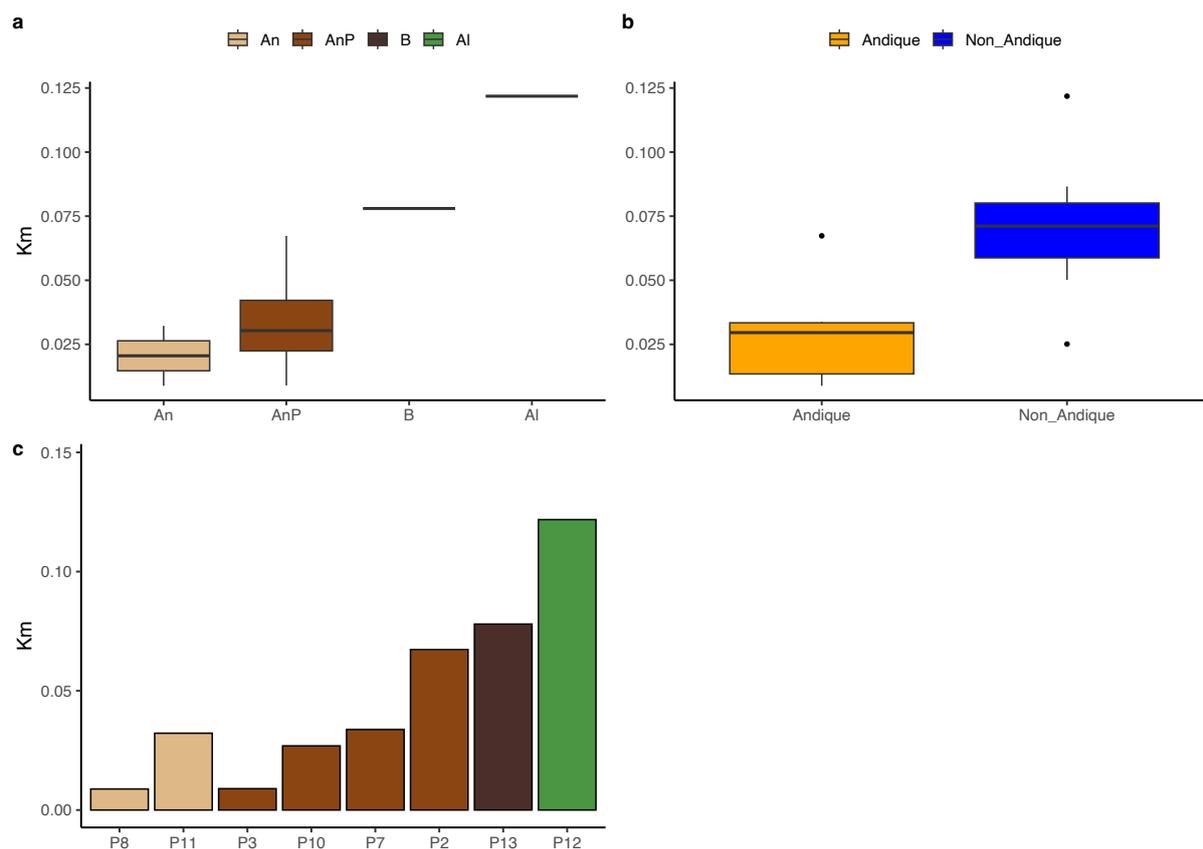


Figure 11 : Représentation du Taux de minéralisation de l'azote pour l'ensemble des échantillons de prairie (c) et moyennée par typologie (a, b) par la typologie actuelle (a) et selon le critère d'andicité (b)

En conclusion, les résultats montrent que la vitesse de minéralisation est plus élevée dans les sols dépourvus de propriétés andiques (sols alluvionnaires, sols bruns), tandis que les sols avec des propriétés andiques (andosols et andosols perhydratés) présentent des taux de minéralisation plus faibles. Cette caractéristique andique constitue un facteur limitant la vitesse de minéralisation et, par conséquent, la quantité d'azote disponible naturellement pour les plantes.

2. Impact de l'historique d'apport de matière organique dans les sols cannier

Les cinétiques de minéralisation des apports de matière organique présentent un comportement globalement linéaire (Figure 12). La minéralisation de l'azote est relativement élevée, débutant à 31,5 JN avec des valeurs comprises entre 12 et 17 kgN.tN⁻¹, et atteignant entre 22 et 34 kgN.tN⁻¹ à 252 JN. Les modalités associées à l'écume de sucreries, au lisier de porc, et au compost de déchets verts se distinguent par une minéralisation plus intense et régulière sur les trois périodes d'incubation.

En revanche, les boues de station d'épuration et le compost d'effluents d'élevage présentent des taux de minéralisation plus modestes. Le cas de la litière de volaille mérite une attention particulière : bien que la minéralisation de l'azote démarre à un niveau relativement élevé avec 16 kgN.tN⁻¹ à 31,5 JN, elle ne progresse que légèrement pour atteindre 22 kgN.tN⁻¹ à 252 JN, ce qui la différencie des autres modalités. La régression linéaire à deux facteurs suggère que le

type d'apport de matière organique explique la minéralisation de l'azote, comme l'indique une p-value globale de 3,95e-05.

Les valeurs de Km des différentes matières organiques varient de 0,03 à 0,09 kg N·t Norg⁻¹·JN⁻¹, avec une moyenne globale élevée de 0,07 kg N·t Norg⁻¹·JN⁻¹ (Figure 12). Parmi les différentes modalités, le compost de déchets verts favorise une minéralisation plus rapide, affichant le taux de minéralisation le plus élevé.

Toutefois, la litière de volaille présente le taux le plus faible, ce qui indique une minéralisation plus lente de la matière organique. Ces résultats sont en accord avec les cinétiques observées, où le compost de déchets verts correspondait à la courbe maximale de minéralisation et le lisier de volaille à la courbe minimale. L'ordre des courbes de minéralisation des matières organiques à 252 JN suit le même classement que les valeurs de Km

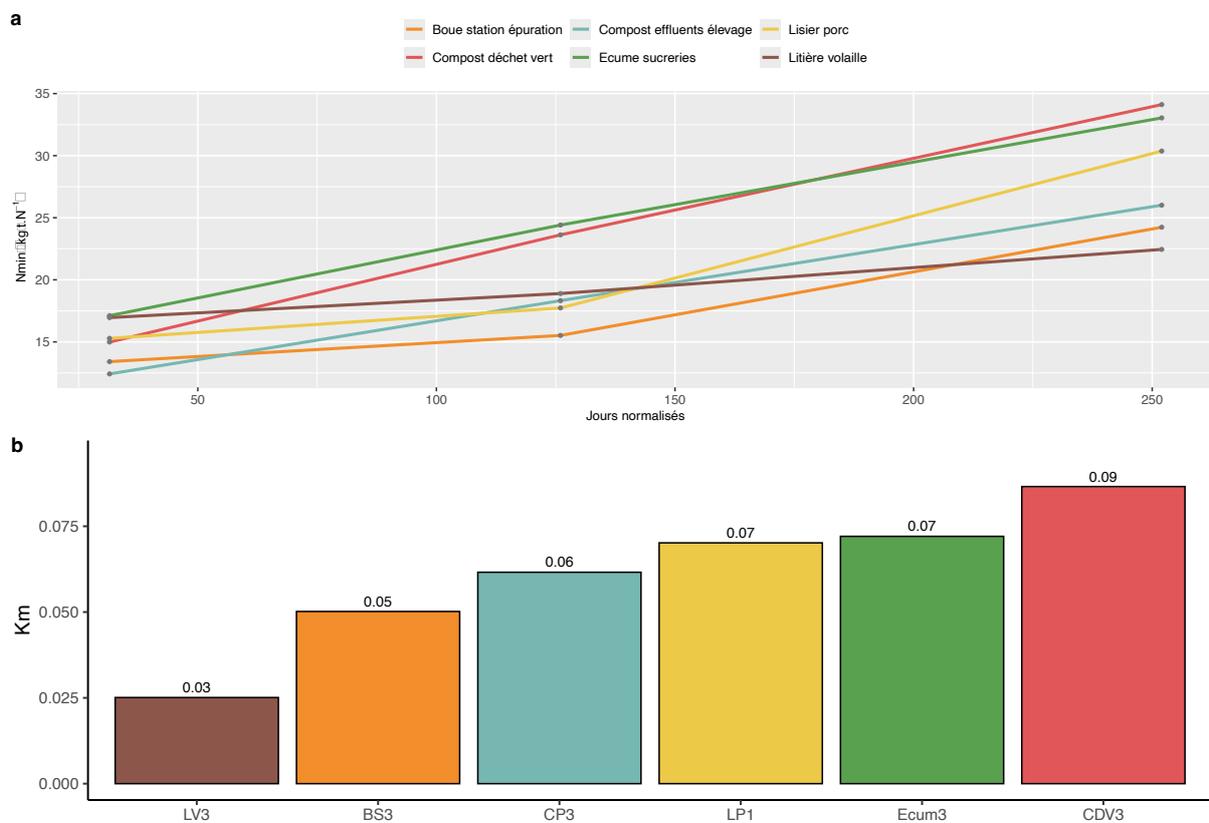


Figure 12 : Représentation des cinétiques et des taux de minéralisation de l'azote en fonction de l'apport de matières organiques sur les sols canniers

En conclusion, les résultats montrent que le type d'apport de matière organique influence significativement la minéralisation de l'azote, en jouant à la fois sur la rapidité de mise à disposition des éléments pour les plantes et sur la quantité d'azote minéralisé accessible sur la durée, selon le rythme de décomposition de la matière organique.

3. Impact des propriétés physico chimiques des sols

L'analyse de la matrice de corrélation pour Km met en évidence des relations significatives entre Km et diverses propriétés du sol (Figure 13).

Le taux de minéralisation présente des corrélations négatives fortes avec les variables : teneur en azote organique (N_Dumas), teneur en carbone organique (C_organique) et le rapport C/N (C.N). Ces corrélations négatives suggèrent qu'un déséquilibre du rapport C/N tend à être associée à une diminution des valeurs de Km.

De plus, Km montre des corrélations positives moins fortes avec les variables : pH (pH_eau), capacité d'échange cationique (CEC). Ces corrélations positives indiquent qu'une capacité accrue du sol à retenir et échanger des cations, ainsi qu'une diminution de l'acidité du sol (indiquée par une augmentation du pH), peuvent favoriser des valeurs plus élevées de Km.

La régression linéaire effectuée sur l'azote, le carbone et le rapport des deux en relation avec Km confirme l'importance de ces interactions. Le coefficient de détermination R^2 du modèle est de 0,526, ce qui signifie que 52,6 % de la variance de Km est expliquée par ces propriétés du sol. Le taux potentiel de minéralisation est fortement impacté par le rapport C/N et logiquement par les teneurs d'azote et de carbone du sol.

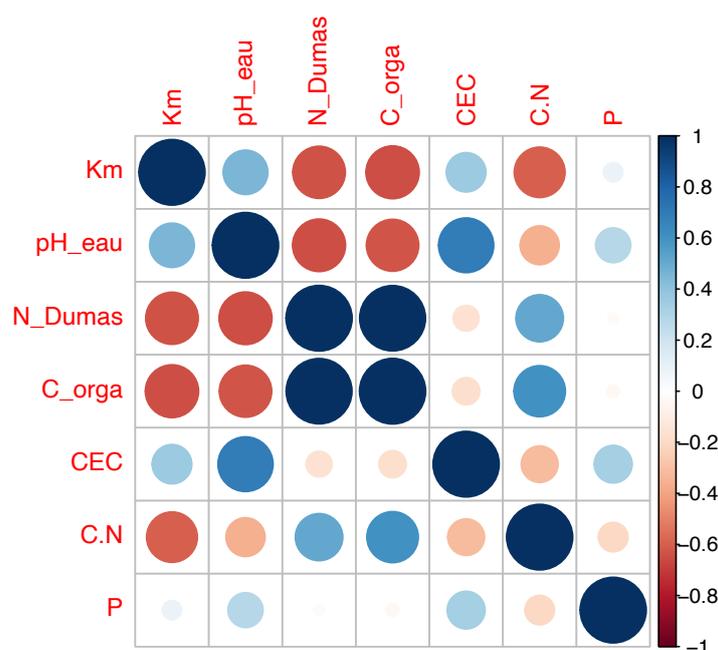


Figure 13 : Table de corrélation du Km en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie

B. La fourniture en phosphore des sols

La modélisation de la concentration en phosphore des sols en fonction de la quantité de P absorbé a permis de déterminer les paramètres de sorption des différents sols étudiés. Le modèle de Langmuir a été utilisé pour extraire ces paramètres : KL, qui reflètent l'affinité du sol pour le phosphore, et Smax, la quantité maximale de phosphore que les sols peuvent adsorber.

1. Impact du type de sol pour les sols sous prairie

Avec les courbes de sorption (Figure 14), on peut observer que les Andosols (An), Andosols Perhydratés (AnP) et Bruns Andiques (BAn) présentent une capacité de sorption très élevée et presque similaire, avec des quantités importantes de P absorbé, à de faibles concentrations finales. À l'inverse, les sols Bruns, Ferrallitiques et Alluvionnaires montrent une capacité de sorption plus faible, où la quantité de sorption en P atteint un "plateau" rapidement, dès que les concentrations finales en P augmentent légèrement, proches de 0,01 mg P/L.

La classification simplifiée basée sur la capacité andique des sols révèle des différences significatives entre les sols andiques et non andiques (Figure 14). Les sols andiques montrent une capacité de sorption nettement supérieure à celle des sols non andiques.

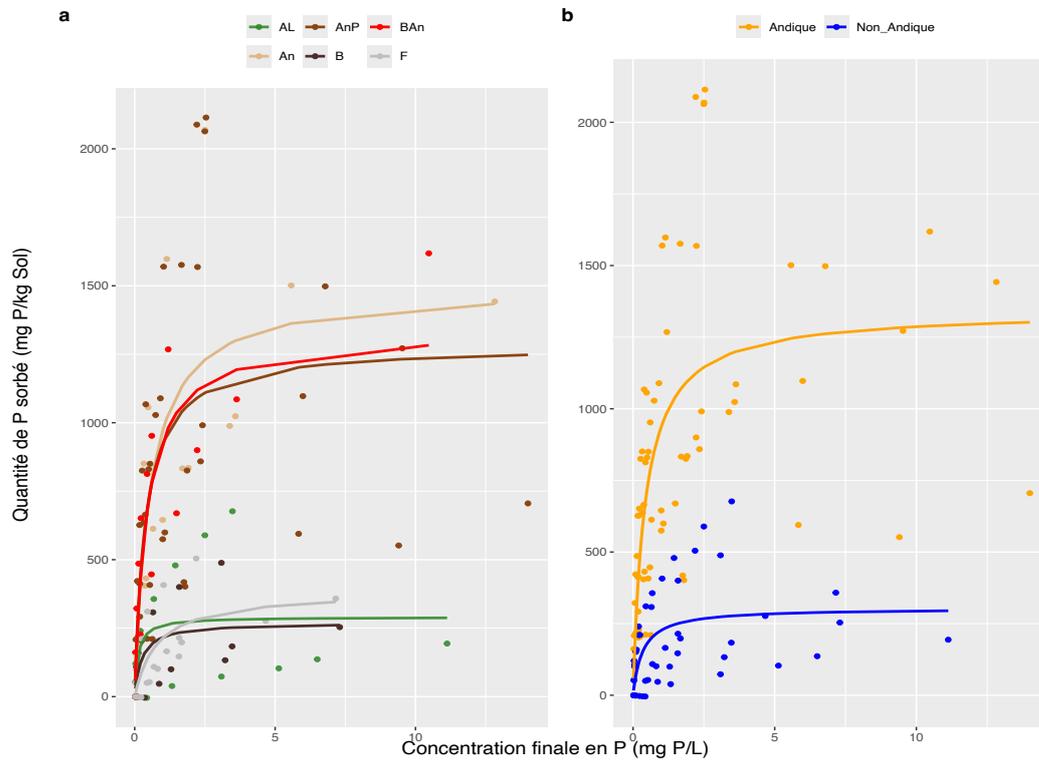


Figure 14 : Courbes de sorption en Phosphore pour l'ensemble des échantillons de prairie moyennée par typologie par la typologie actuelle (a) et selon le critère d'andicité (b)

Grâce à la modélisation des courbes de sorption et à l'utilisation du modèle de Langmuir, les paramètres KL et Smax ont pu être déterminés.

L'affinité des sols pour le phosphore (KL) montre des faibles variations entre les types de sols (Figure 15), indiquant que tous les sols ont la même capacité à adsorber le phosphore. Les valeurs moyennes par type de sol varient de 1,55 à 0,94. Il est important de noter que dans l'ensemble les valeurs de KL par type de sol possèdent des intervalles de variabilité plutôt larges. Cela pourrait indiquer que le type de sol n'influence pas de manière significative l'affinité des sols pour le phosphore, comme le montre une ANOVA avec une p-value de 0,579.

Avec la classification des sols simplifiées selon le caractère andique ou non andique (Figure 15), le constat avec la valeur de KL est similaire. Il y a en moyenne une faible différence de 0,202 L/mg entre les sols andiques et non andiques. De plus, une forte variabilité est également observée au sein des groupes, notamment pour les sols non andiques. Ceci explique que

l'andacité du sol n'influence pas de manière significative le facteur d'affinité des sols pour le phosphore (ANOVA, p-value supérieure à 0,05).

Lorsqu'on examine la capacité maximale des sols à adsorber le phosphore (Smax), le type de sol, et en particulier le caractère andique, exerce une influence notable (Figure 15). En effet, les sols andiques présentent une capacité d'absorption presque trois fois supérieure à celle des sols non andiques, ce qui souligne l'importance des caractéristiques pédologiques, notamment l'andacité, sur le paramètre Smax. Cette observation est renforcée par une analyse ANOVA, qui montre un effet significatif des propriétés d'andacité sur Smax, avec une p-value très faible.

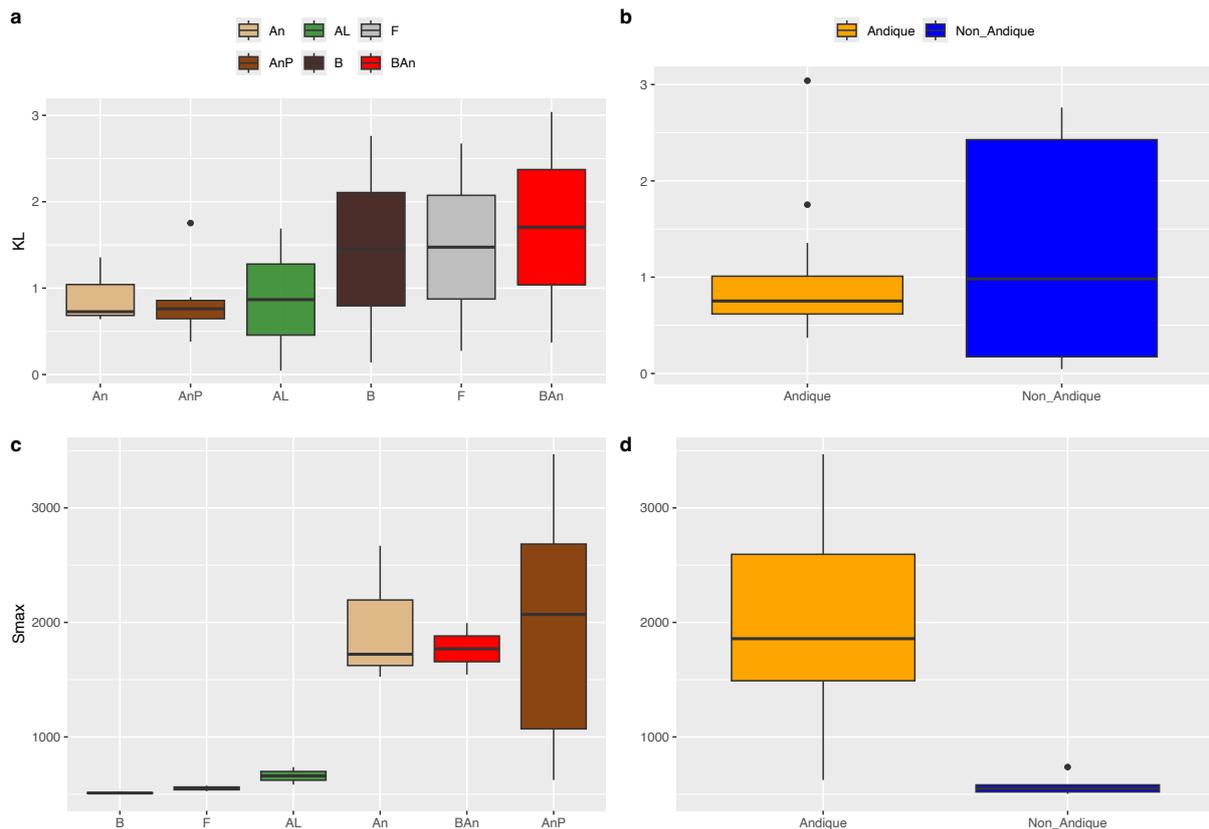


Figure 15 : Distribution des paramètres de sorption (Km et Smax) de l'échantillon de sol de prairie en fonction de la typologie actuelle (a), de la typologie simplifiée (b) et respectivement des moyennes (c, d)

En conclusion, les paramètres de sorption en phosphore ne suivent pas les mêmes tendances en fonction du type de sol. Alors que le paramètre KL n'est pas significativement influencé par le type de sol, le paramètre Smax l'est, et en particulier par les propriétés d'andacité.

2. Impact de l'historique d'apport de matière organique

Les mesures de la concentration en phosphore des sols canniers ont permis de tracer différentes courbes de sorption en fonction du type d'apport organique (Figure 16). Lors des manipulations en laboratoire, il a été constaté que ces sols présentaient de fortes concentrations initiales en phosphore. En conséquence, ils ont dû être testés avec des solutions initiales très faibles en phosphore (0, 5, 10, 15, 30 et 50 mg P/L). Seules les modalités boue de station d'épuration, compost de déchets verts, lisier de porc et de la litière de volaille ont pu être validées lors de

l'analyse, tandis que les modalités compost d'effluents d'élevage et écume de sucreries présentaient des concentrations en phosphore trop élevées pour être validées par les gammes utilisées. Cette observation montre que les sols sont déjà fortement saturés en phosphore, ce qui est cohérent avec le fait qu'ils présentent une quantité de phosphore fixée inférieure à 500 mg P/kg de sol, indiquant une capacité de sorption très faible. Ce résultat peut être expliqué par des apports réguliers en phosphore dans ces parcelles, qui ont progressivement saturé leur capacité de sorption.

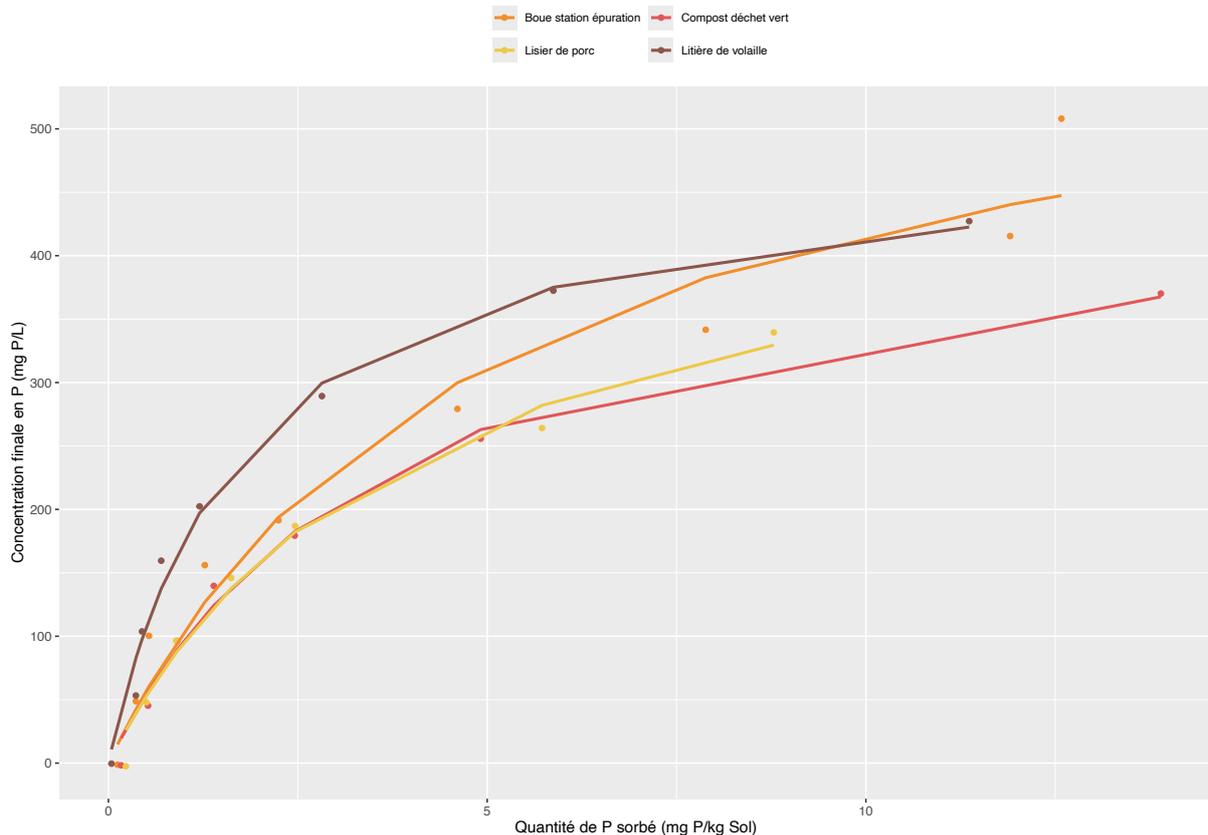


Figure 16 : Courbes de sorption en Phosphore des sols canniers ayant reçu différents apports de matières organiques

Les paramètres de sorption montrent que l'affinité des sols pour le phosphore est relativement faible (Figure 17), avec une valeur globale de KL inférieure à 0,3 L/mg. Parmi les différentes modalités, la litière de volaille se distingue par une affinité plus élevée, avec une valeur de KL de 0,5 L/mg, ce qui correspond à une pente plus raide sur les courbes de sorption en phosphore pour cette modalité. Par ailleurs, ces sols présentent une faible capacité de stockage du phosphore, avec des valeurs inférieures à 400 mg P/L, sauf pour la boue de station d'épuration, qui atteint un peu plus de 600 mg P/L. Ces résultats suggèrent que ces sols sont probablement saturés en phosphore, ce qui expliquerait leur faible capacité de stockage et leur affinité réduite pour cet élément.

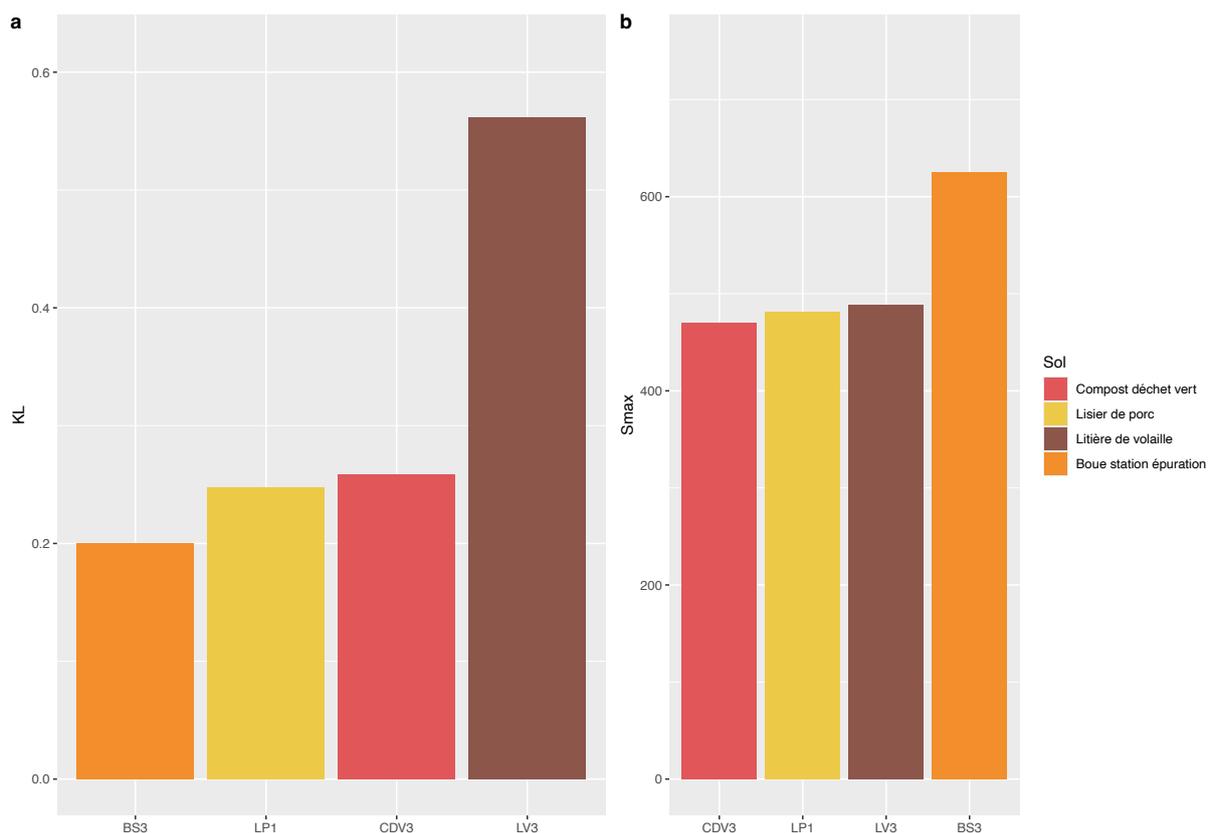


Figure 17 : Représentation des paramètres de sorption par modalité d'apport de matières organiques

Les sols canniers montrent une saturation en phosphore, probablement due aux apports réguliers en P dans ces parcelles tests. Cependant, on observe quelques variations des paramètres de sorption qui semblent être influencées par les types d'apports organiques, suggérant que la matière organique peut moduler la capacité de sorption du phosphore dans ces sols.

3. Impact des propriétés physico-chimiques du sol

La matrice de corrélation pour KL (Figure 18) révèle des interactions significatives entre KL et les paramètres chimiques du sol. Notamment, KL montre une corrélation négative forte avec le pH et plus faible avec la capacité d'échange cationique (CEC), ce qui indique qu'une augmentation du pH du sol pourrait être associée à une diminution des valeurs de KL. Par ailleurs, KL affiche des corrélations positives plus faibles avec le rapport C/N, soulignant l'importance de la matière organique dans la dynamique de sorption du phosphore.

Les résultats de la régression linéaire réalisée pour KL, en tenant compte du pH, de la capacité d'échange cationique (CEC) et du rapport C/N, renforcent ces observations. Le coefficient de détermination R^2 du modèle est de 0,4756, ce qui signifie que 47,56 % de la variance de KL est expliquée par ces trois variables.

Le principal facteur influençant la capacité du sol à retenir le phosphore est le pH, ou une augmentation de ce facteur tend à diminuer l'affinité du sol avec le P. En revanche, le rapport C/N et la capacité d'échange cationique jouent un rôle moins déterminant, bien qu'ils contribuent également, dans une moindre mesure, à la rétention du phosphore dans le sol.

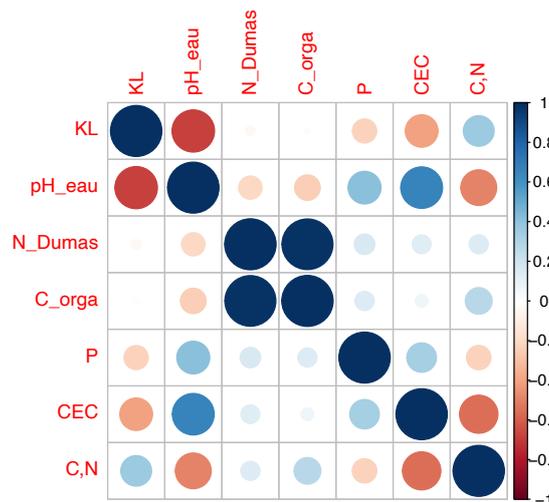


Figure 18 : Table de corrélation du KL en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie

La matrice de corrélation pour Smax révèle des relations notables entre Smax et plusieurs propriétés du sol (Figure 19). Tout d'abord, Smax semble être positivement corrélé avec les teneurs en carbone organique (C_orga) et en azote (N_Dumas).

Toutefois, les résultats de la régression linéaire réalisée sur Smax en fonction du N_Dumas et du C_orga montrent que ces deux variables n'expliquent qu'une faible part de la variance observée pour Smax. Le coefficient de détermination R^2 est de 0,1008, ce qui signifie que seulement 10,08 % de la variance de Smax est expliquée par ces deux propriétés.

Ainsi, la capacité maximale des sols à stocker le phosphore semble peu influencée par les propriétés physico-chimiques du sol, suggérant que d'autres facteurs non mesurés pourraient jouer un rôle plus déterminant.

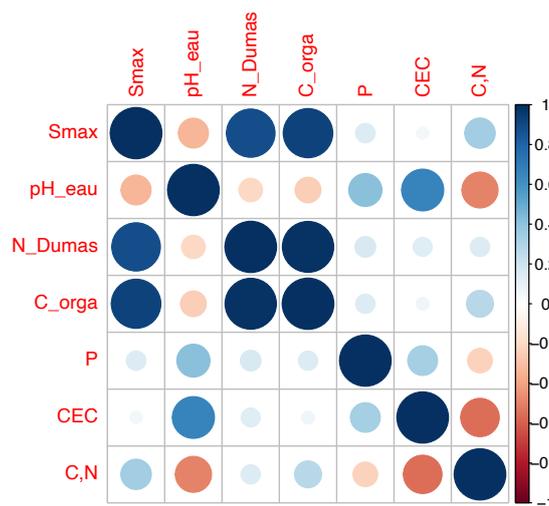


Figure 19 : Table de corrélation du Smax en fonction des propriétés physico-chimiques des sols de prairie

VI. Discussion

A. Vérification des résultats obtenus avec les références bibliographiques

La comparaison des résultats obtenus au cours de cette étude avec ceux de la littérature est essentielle pour confirmer la fiabilité des données et valider les hypothèses expérimentales.

1. Taux potentiel de minéralisation de l'azote

a) *Effet du type de sol et de la culture*

Notre étude a montré que le taux potentiel de minéralisation de l'azote (K_m) est significativement influencé par les propriétés d'andacité des sols, avec des valeurs de K_m plus élevées pour les sols non andiques par rapport aux sols andiques.

Les travaux de thèse de Marion Ramos, réalisés sur l'île de La Réunion, ont également mis en lumière les dynamiques de minéralisation de l'azote organique selon le type de sol, bien que ses recherches se soient concentrées principalement sur des sols cultivés sous canne à sucre. Ses résultats corroborent ceux de notre étude, indiquant que les propriétés andiques des sols jouent un rôle déterminant dans la minéralisation de l'azote organique.

Ce constat valide notre hypothèse initiale selon laquelle la dynamique de minéralisation de l'azote organique est influencée par le type de sol et plus précisément par les propriétés andiques. En effet, les sols andiques, riches en allophanes et en oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, tendent à stabiliser la matière organique, ralentissant ainsi la libération de l'azote et freinant le processus de minéralisation. À l'inverse, les sols non andiques permettent une décomposition plus rapide de la matière organique, entraînant une minéralisation accrue de l'azote (Torn et al., 1997).

Tout comme notre étude, les travaux de Marion Ramos n'ont pas pu permettre de démontrer un effet significatif du type de sol, selon la classification actuelle, sur la minéralisation de l'azote. Par conséquent, nous ne pouvons pas valider notre hypothèse selon laquelle le type de sol, selon la classification actuelle, aurait un impact significatif sur la minéralisation de l'azote.

Les taux de minéralisation par type de sol observés par Marion Ramos se situent dans des intervalles similaires à ceux de notre étude, avec des valeurs moyennes comprises entre 0,01 et 0,07 $\text{kgN.tNorg}^{-1}.\text{JN}^{-1}$. Cependant, les valeurs de K_m dans notre étude sont légèrement plus élevées. Cette différence peut s'expliquer par le type de culture : en effet, les sols étudiés par Marion Ramos étaient principalement des sols canniers, tandis que nos échantillons proviennent de sols de prairie. Selon Kuzyakov, 2010, les systèmes racinaires plus développés des prairies et l'apport accru de carbone dans les sols de prairie favorisent une minéralisation plus intense, ce qui pourrait expliquer les valeurs plus élevées de K_m observées dans notre étude.

a) *Effet des pratiques de fertilisation organique*

Bien que nos résultats ne permettent pas de démontrer un effet significatif entre le type d'apport et le coefficient de minéralisation (K_m). Ils révèlent néanmoins que la quantité d'azote organique minéralisé dans les sols varie en fonction de l'amendement utilisé. Les plus faibles taux sont observés avec la litière de volaille et les boues de station d'épuration. Des taux moyens sont obtenus avec le compost d'effluents d'élevage et le lisier de porc. Enfin, les taux les plus élevés sont constatés avec l'écume de sucrerie et le compost de déchets verts.

Ces tendances marquées peuvent être comparées avec l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO) des différents amendements. En effet, cet indice ISMO exprimé en pourcentage de MO, permet de caractériser la stabilité de la MO. Il mesure le pourcentage de matière organique potentiellement résistante à la dégradation, plus l'ISMO est élevé plus le potentiel amendant du produit est élevé. Par exemple, un ISMO de 20 % indique que 100 kg de MO procureront potentiellement 20 kg d'humus stable au sol (Chambre d'Agriculture Occitanie, s. d.).

La réalisation du graphique des Km et de l'ISMO pour chacun des amendements met en évidence une relation linéaire entre les données (Figure 20). Il est important de noter que les valeurs d'ISMO ont été obtenues par analyse à la demande du CIRAD pour tous les types d'apports organiques provenant de La Réunion, à l'exception de celles concernant le compost d'effluents d'élevage.

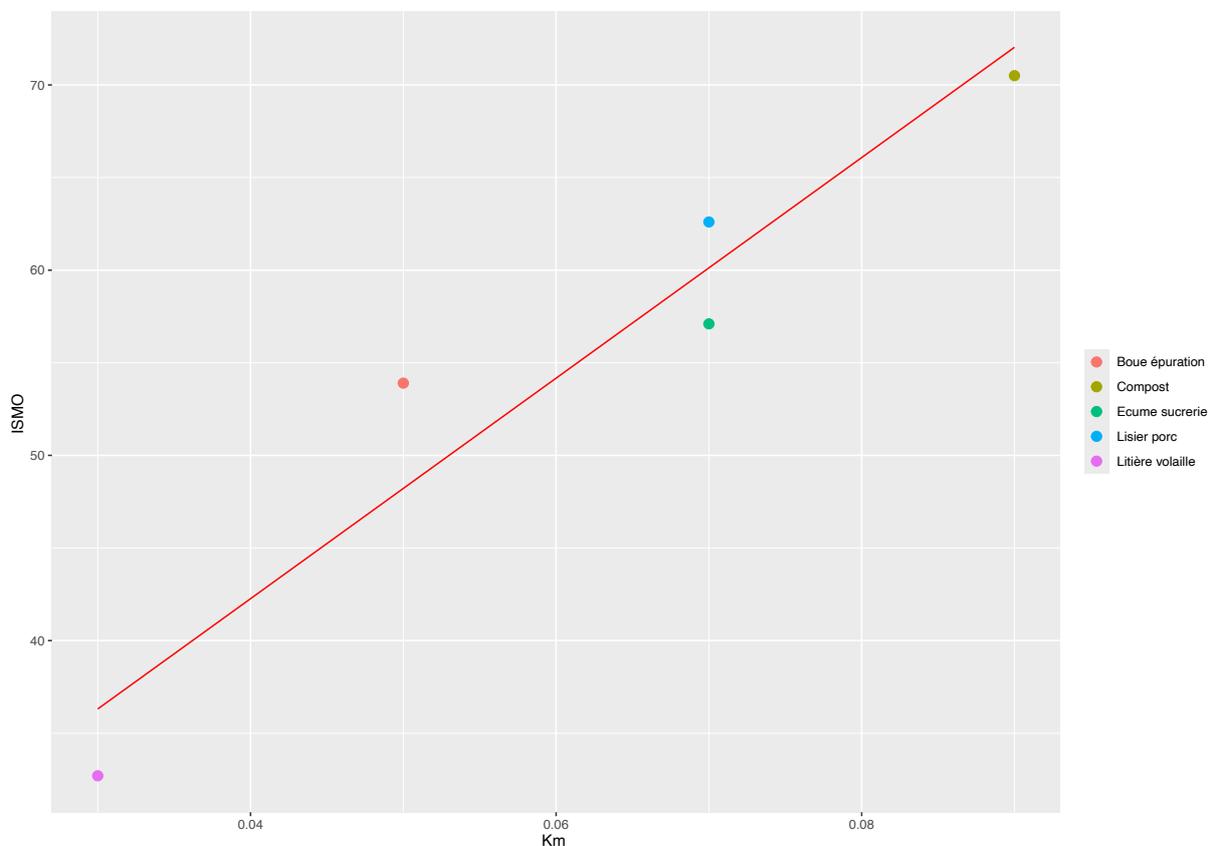


Figure 20 : Représentation de la répartition des Km par type de matière organique par rapport à ISMO

Cette relation linéaire entre ces variables indique que plus le pourcentage de MO stocké dans le sol est élevé, plus il y aura de quantité de MO minéralisable. Elle permet même d'affirmer que le type d'amendement influence à la fois la quantité de MO minéralisable et aussi le stock de cette MO dans le sol. En synthèse, un amendement influence à la fois la quantité de MO dans le sol, et la quantité de MO minéralisable par le sol.

Ces observations sont validées par les travaux de Six et al. (2002) disant que les apports organiques augmentent non seulement la rétention de matière organique dans le sol, mais ils favorisent également une meilleure disponibilité à long terme de l'azote.

De plus dans notre étude, nous avons démontré que la minéralisation de l'azote est fortement influencée par les propriétés physico-chimiques des sols, notamment les teneurs en azote, en carbone, ainsi que le rapport C/N. Plus précisément, la table de corrélation a révélé que lorsque ces paramètres diminuent, le coefficient de minéralisation (K_m) augmente. Ce résultat est cohérent avec l'équation de minéralisation en conditions métropolitaines qui montre que le K_m augmente lorsque le taux d'argile diminue (en lien avec la présence d'allophanes influençant C et N), que le pH du sol augmente, et que le rapport C/N baisse (favorisant une activité biologique optimale), (Clivot et al., 2017).

Ce résultat valide notre hypothèse selon laquelle les propriétés physico-chimiques du sol influencent la minéralisation de l'azote organique.

2. Capacité de sorption dans la bibliographie

□ La composition minéralogique

Nos résultats montrent que le paramètre S_{max} reflétant la capacité maximale de sorption en P est principalement influencé par le type de sol, en particulier par le caractère andique. Les sols au caractère andique ont en effet des capacités maximales de fixation du phosphore supérieures aux sols non andiques. Ces résultats sont cohérents avec la littérature, montrant que la capacité de sorption est influencée par la composition minéralogique liée à la présence de minéraux amorphes tels que l'allophane et l'imogolite. Ces minéraux, typiques des sols andiques, augmentent considérablement la surface spécifique disponible pour la fixation du phosphore (C. M. Nobile et al., 2020; Raunet, 1991).

En revanche, l'affinité pour le phosphore représentée par le paramètre KL semble moins être affectée par la composition minéralogique des sols. KL demeure relativement stable entre les différents types de sols. Cela suggère que l'affinité du sol avec le phosphore est davantage régulée par d'autres conditions que par sa composition minéralogique intrinsèque.

Ce constat ne permet pas de valider totalement notre hypothèse de base de l'effet du type de sol sur la capacité de sorption en P des sols. En effet, seul le S_{max} est influencé par les caractères andiques du sol.

□ La texture

La table de corrélation du paramètre S_{max} avec les propriétés physico-chimiques du sol montre que d'autres éléments du sol doivent être pris en considération pour comprendre l'évolution de la quantité maximale qu'un sol peut fixer en phosphore. En effet, la texture du sol joue également un rôle essentiel : les sols argileux, notamment ceux contenant des argiles à forte capacité d'échange, présentent généralement une capacité maximale plus élevée que les sols sableux ou limoneux, en raison de leur plus grande surface spécifique et de leur capacité d'échange accrue (Barrow et Debnath, 2014).

a) *Influence des pratiques de fertilisation*

□ Teneur en phosphore

Les résultats obtenus sur les sols canniers montrent que les sols sont saturés en phosphore, du fait des apports fréquents. La bibliographie indique que des apports réguliers de phosphore, particulièrement sous forme de matières organiques, peuvent saturer la capacité de sorption des sols, diminuant ainsi leur efficacité à retenir du phosphore supplémentaire. Cette saturation des sols en phosphore rend le sol moins apte à adsorber de nouvelles quantités de phosphore (Santos et al., 2018; Urra et al., 2019).

□ Teneur en matière organique

Les paramètres de sorption obtenus pour les sols canniers ayant reçus différents amendements sont relativement homogènes sauf pour deux type d'amendement. L'apport de litière de volaille augmente l'affinité du sol en phosphore. L'apport des boues de station d'épuration augmente la capacité du sol à stocker du phosphore.

Ces résultats sont confirmés par la bibliographie. En effet, l'apport de litière de volaille améliore considérablement l'adsorption du phosphore, notamment grâce à la libération de composés organiques facilement biodégradables qui accélèrent la disponibilité du phosphore dans le sol (Lambano et al., 2022). Et l'apport de boues de station d'épuration, en raison de leur teneur élevée en composés organiques récalcitrants, contribue à une augmentation progressive de la disponibilité du phosphore, conduisant à une capacité de stockage plus élevée, mais avec une affinité initiale plus faible (Dari et al., 2015).

Ainsi, il est clair que le type de matière organique influe sur la capacité de sorption des sols, avec un impact dépendant de la dégradation de la matière organique. Dans nos analyses, nous n'avons pas pu observer ce phénomène de manière généralisée sur l'ensemble des sols, probablement en raison de la saturation en P des sols comme présenté précédemment.

□ pH

Nos résultats de la table de corrélation du paramètre KL indiquent que le facteur du pH du sol influe sur celui-ci. Une augmentation du pH dans le sol tend à faire diminuer l'affinité du sol avec le phosphore. Selon la littérature, un pH bas (acidité élevée) augmente l'affinité du sol pour le phosphore en favorisant la fixation des phosphates par les oxydes de fer et d'aluminium. De plus ce phénomène est particulièrement prononcé dans les sols acides où ces oxydes sont plus actifs dans la rétention du phosphore (Raymond et al., 2023).

L'ensemble des résultats nous permet d'affirmer notre hypothèse que les propriétés physico-chimiques des sols ont un impact sur la capacité de sorption des sols notamment sur l'affinité du sol en P.

B. Interprétation des résultats

Les résultats obtenus sont confirmés par la littérature, ils permettent de préciser l'effet des six amendements testés et les propriétés des différents sols de prairie sur la fourniture en azote et en phosphore.

1. Pour la fourniture en azote assimilable aux plantes

Le paramètre le plus significatif est représenté par l'andacité du sol. L'étude a démontré que le taux de minéralisation de l'azote organique est davantage influencé par les propriétés d'andacité que par le type de sol.

Les sols présentant de fortes propriétés andiques ont une faible capacité de minéralisation, ce qui signifie que les apports d'azote doivent être supérieurs aux besoins des cultures et espacés dans le temps. À l'inverse, plus un sol possède peu de propriétés andiques, plus les apports d'azote devront correspondre précisément aux besoins des cultures et être réalisés sur des périodes plus courtes, car ces sols retiennent moins bien l'azote organique.

2. Pour la fourniture en phosphore

Les deux paramètres déterminant sont la capacité maximale en phosphore que le sol peut fixer (Smax) et l'affinité du sol avec le phosphore (KL).

Cette étude montre que le paramètre Smax est principalement influencé par le caractère andique ou non andique des sols, tandis que le paramètre KL dépend majoritairement du pH. Ces observations sont en cohérence avec les études existantes, qui soulignent que la sorption du phosphore est à la fois conditionnée par la minéralogie du sol et son acidité, la capacité de sorption augmentant dans des environnements acides.

Il apparaît donc que les paramètres de sorption ne réagissent pas aux mêmes facteurs, et leur utilisation comme indicateurs distincts conduit à des interprétations différentes. Cela pose une question clé : lequel de ces deux paramètres est le plus pertinent pour évaluer la dynamique du phosphore dans le sol, ou doivent-ils être utilisés conjointement ?

Afin de trouver une réponse à cette réflexion, plusieurs éléments peuvent être avancés. Le Smax semble être un indicateur pertinent pour évaluer les risques de pertes en phosphore à long terme, car il renseigne sur la capacité maximale de stockage du sol, dépendant principalement de la minéralogie et moins du pH.

En revanche, le KL, qui mesure l'affinité de sorption pour des faibles concentrations de phosphore, typiquement présentes dans les sols agricoles, apparaît plus adapté pour évaluer la disponibilité du phosphore pour les cultures. Dans un contexte d'optimisation des pratiques agricoles, où l'objectif est de garantir un apport adéquat en phosphore pour les plantes, le KL pourrait donc se révéler un indicateur plus opérationnel que le Smax.

3. Qualité des amendements

Les résultats des différents tests sur les 6 apports de matière organique ont pu faire émerger l'importance de la qualité des amendements sur la fourniture de l'azote. La qualité de l'amendement permet d'augmenter la fertilité des sols par l'augmentation de la matière organique.

Ces résultats permettent de préciser la quantité d'azote assimilable à court et à long terme, notamment à travers de la vitesse de minéralisation de l'azote, et ainsi d'ajuster les recommandations sur les quantités d'amendements à importer en fonction des besoins des plantes.

Ils semblent aussi indiquer une relation de corrélation entre l'ISMO (un indice pertinent pour mesurer la qualité des amendements) et le taux de minéralisation KM. Il paraît pertinent de confirmer ces résultats par d'autres analyses similaires afin de faciliter l'estimation de KM dont la détermination reste toujours complexe.

C. Valorisation des résultats

1. Cartes d'aide à la décision pour les agriculteurs

Dans un premier temps, les résultats de l'étude pourront servir à l'élaboration de cartes destinées à fournir aux agriculteurs de l'île des informations précises sur les capacités de minéralisation de l'azote et de sorption du phosphore dans leurs sols. Elles se baseront sur les propriétés andiques des sols de prairie.

Ces cartes permettront d'optimiser les apports en nutriments, limitant ainsi les pertes économiques pour les producteurs et les impacts environnementaux.

Une première carte illustrera le gradient de minéralisation de l'azote organique en fonction des propriétés andiques des sols de l'île. Grâce à cette carte, les agriculteurs pourront évaluer rapidement la capacité de leurs sols à rendre l'azote organique disponible pour les cultures. Cette carte sera une première aide pour les agriculteurs afin de comprendre la dynamique de l'azote dans leurs sols et ainsi éviter les pertes dans l'environnement, notamment par volatilisation.

Il serait également intéressant d'intégrer les données issues des travaux de thèse de Marion Ramos, afin d'étendre les recommandations aux agriculteurs cultivant la canne à sucre. Toutefois, il sera essentiel de veiller à ne pas simplifier excessivement cette carte, car le type de culture influence la dynamique de minéralisation de l'azote organique.

Une seconde carte pourrait illustrer le gradient de la capacité maximale de sorption en phosphore (S_{max}) dans les sols de prairie, en fonction de leur andicité. Cette carte fournirait aux agriculteurs des informations précises sur la quantité maximale de phosphore que les sols peuvent retenir. Les sols ayant des propriétés non andiques présentent un risque plus élevé de perdre du phosphore dans l'environnement, car leur capacité maximale à fixer le phosphore est plus faible. Il serait donc recommandé de réduire les apports de phosphore pour ces sols par rapport aux sols andiques. Cette carte permettra aux agriculteurs d'évaluer rapidement les risques de perte et de pollution liés aux apports en phosphore.

2. Outil d'aide à la fertilisation

a) *Références pour les sols*

La détermination des coefficients de caractérisation des sols andiques et non andiques pourra être intégrée dans l'outil d'aide à la fertilisation développé actuellement par le CIRAD.

Ces coefficients auront pour objectifs de caractériser la capacité des sols à fournir de l'azote sous une forme assimilable par les plantes, tout en indiquant la disponibilité du phosphore.

□ Valeurs de référence pour l'azote

Grâce aux données obtenues, nous sommes en mesure de proposer des valeurs de référence pour le taux potentiel de minéralisation de l'azote organique, adaptées aux sols de prairie de La Réunion :

- Km pour les sols andiques = 0,0472
- Km pour les sols non andiques = 0,099

□ Proposition pour affiner le calcul des doses de phosphore

Pour déterminer la dose des apports en phosphore, le CIRAD de La Réunion utilise cette formule :

$$Dose P = Exportations en P de la culture \times Coefficient$$

Actuellement, les valeurs du coefficient retenues sont de 0, 1, 2 ou 3 en fonction de la teneur des sols en phosphore.

Les résultats de l'étude ont montré que le pH et la teneur en phosphore influencent l'affinité du sol à fixer le phosphore (KL). Ainsi, il semble pertinent d'affiner le calcul de ce coefficient en tenant compte de la valeur du KL.

b) Indicateur sur les MO et propriétés physico-chimiques

Les résultats concernant la matière organique (MO) permettent également d'affiner les recommandations en prenant en compte la disponibilité immédiate ou progressive des nutriments. L'outil pourra ainsi suggérer des amendements en fonction des besoins, qu'il s'agisse de rendre rapidement les nutriments accessibles aux plantes ou de favoriser une dégradation plus lente.

Enfin, lors de la conception de l'outil, il sera crucial d'intégrer les facteurs physico-chimiques des sols dès les premières étapes de modélisation. Ces paramètres seront essentiels non seulement pour mieux caractériser l'état initial des sols, mais également pour affiner les recommandations de fertilisation. Ils permettront de mieux adapter les apports d'azote et de phosphore en fonction des particularités de chaque sol, garantissant ainsi une gestion plus précise des nutriments.

En prenant en compte des facteurs tels que le pH, la teneur en matière organique et la capacité d'échange cationique, l'outil pourra proposer des solutions de fertilisation plus ciblées, réduisant ainsi les pertes de nutriments tout en optimisant leur utilisation pour les cultures.

D. Limites de l'étude

Préciser les résultats

Dans un premier temps, il serait pertinent de reproduire les résultats en utilisant les données de minéralisation validées par le laboratoire de Montpellier. Cette démarche permettrait non seulement de confirmer les résultats obtenus, qui sont déjà en accord avec la littérature scientifique, mais aussi d'affiner les estimations en obtenant des valeurs plus précises des taux de minéralisation de l'azote pour les différents échantillons.

Améliorer la méthodologie expérimentale

Incidence du remaniement des sols

Dans le cadre de l'expérimentation en conditions contrôlées, les sols utilisés pour l'incubation ont été remaniés, ce qui peut perturber l'activité microbienne de manière variable selon les types de sols (Jastrow et al., 1998). Pour évaluer cet effet, j'ai mis en place des incubations comparatives entre sols remaniés et non remaniés. Toutefois, les résultats de cette comparaison n'ont pas pu être obtenus avant la fin de mon stage.

Il serait donc pertinent de calculer les taux de minéralisation de l'azote dans ces sols incubés afin de déterminer si le remaniement a un impact sur la minéralisation. Si un effet est observé, il conviendra de l'intégrer dans l'outil d'aide à la fertilisation, sous la forme d'un coefficient correctif, afin de refléter au mieux les conditions réelles des prélèvements.

- Incidence de la saturation des sols en phosphore

La réalisation des analyses de sorption sur des sols canniers déjà fortement saturés en phosphore a limité la possibilité d'observer clairement l'influence des différents amendements organiques sur la capacité de sorption des sols. Ainsi, il serait pertinent de mener ces expérimentations sur des sols non saturés en phosphore n'ayant pas reçus d'apports minéraux afin d'évaluer plus précisément l'impact des amendements organiques sur les propriétés de sorption des sols.

- Amélioration des mesures pour la mise en place des incubations

De plus, pour les incubations des sols, nous nous sommes appuyés sur des valeurs de densité apparente de la terre fine et de capacité au champ, obtenues par rapprochement géographique avec les données déjà connues par le CIRAD. Ces valeurs auraient pu être plus représentatives de chaque échantillon si nous les avions mesurées en laboratoire.

- Élargir le périmètre d'analyse

Notre étude, réalisée sur des sols de prairie, repose sur l'analyse de huit échantillons de sols et de l'historique de fertilisation sur six modalités. Ces échantillons ont permis de mettre en évidence des tendances générales à l'échelle de l'île de La Réunion. Afin de renforcer la représentativité des résultats, il serait important de poursuivre les analyses avec de nouveaux prélèvements de sols et/ou des répétitions. Cela permettra à la fois d'enrichir les résultats et de les renforcer.

Il serait également pertinent de reproduire les expériences dans des conditions réelles, directement sur le terrain, en suivant par exemple la minéralisation de l'azote. Cela permettrait non seulement de valider les résultats obtenus en laboratoire, mais aussi de vérifier si des différences significatives apparaissent entre les conditions in situ et les conditions contrôlées du laboratoire.

- Compléter la phase expérimentale

Lors de notre étude, plusieurs paramètres influençant la fourniture en azote et en phosphore des sols n'ont pas été pris en compte, tels que le type de culture et la texture du sol. Ces facteurs peuvent pourtant avoir un impact significatif sur les dynamiques de minéralisation et de sorption des nutriments. Il serait donc pertinent de mener des études complémentaires afin d'analyser les effets potentiels du type de culture sur la structure et la fertilité des sols. En effet, certaines cultures peuvent accélérer ou freiner la minéralisation de l'azote ou affecter la capacité de sorption du phosphore, en fonction de leurs exigences spécifiques et de leur impact sur la biologie du sol (Schjønning et al., 2004).

Par ailleurs, la texture du sol, qui détermine en partie sa capacité de rétention d'eau et de nutriments, devrait être davantage prise en considération. Elle peut influencer la disponibilité des nutriments pour les plantes ainsi que la répartition des amendements organiques et minéraux (Weil et Brady, 2017). L'intégration de ces paramètres supplémentaires dans les futures analyses permettrait d'obtenir une compréhension plus complète des interactions entre sol, culture et pratiques de fertilisation. Cela contribuerait à affiner les recommandations en fertilisation en fonction des spécificités locales et à optimiser les apports tout en réduisant les risques de pertes et de pollution environnementale.

E. Perspectives d'amélioration continue de l'outil par une approche participative

□ Présentation et formation à l'outil

Lorsque l'outil d'aide à la fertilisation sera opérationnel, il sera essentiel que les chercheurs du CIRAD organisent des journées de présentation et de formation pour en faciliter la prise en main. Une formation interactive, avec des exemples concrets et des cas d'utilisation spécifiques, renforcera l'engagement des utilisateurs et leur compréhension du fonctionnement de l'outil.

Ces journées devront inclure des démonstrations pratiques de l'utilisation de l'outil, idéalement en collaboration avec un agriculteur sur le terrain. Par exemple, présenter l'outil directement chez un exploitant et utiliser les données réelles de son exploitation permettra de montrer concrètement comment l'outil peut répondre à ses besoins.

Il est également essentiel que les techniciens des structures locales, telles que les chambres d'agriculture, soient eux aussi formés à l'utilisation de l'outil. Des sessions de formation dédiées devront être organisées pour s'assurer qu'ils maîtrisent parfaitement l'outil, car ils joueront un rôle clé dans son déploiement et son adoption par les agriculteurs.

Ces techniciens serviront d'intermédiaires et devront être en mesure de répondre aux questions des agriculteurs, d'assurer le suivi de l'utilisation de l'outil, et de fournir un support technique si nécessaire.

□ Application mobile

Pour rendre l'outil plus accessible et convivial, il serait également pertinent de développer une application mobile. Une telle application permettrait aux agriculteurs et aux techniciens de consulter et d'utiliser l'outil directement sur le terrain, sans avoir à retourner au bureau. Cela offrirait une flexibilité d'utilisation et encouragerait une adoption plus large. L'application pourrait inclure des fonctionnalités telles que la saisie rapide de données sur les parcelles, l'accès aux recommandations en temps réel, et des notifications pour suivre l'évolution des cultures et des recommandations.

□ Dispositif d'amélioration continue

Une fois que l'outil sera bien pris en main par les différents partenaires du CIRAD, il sera essentiel de mettre en place un mécanisme d'amélioration continue basé sur les retours des agriculteurs et des techniciens qui l'utiliseront. Pour ce faire, un système de retour d'expérience structuré devra être mis en place, permettant aux utilisateurs de remonter leurs observations, suggestions et besoins spécifiques.

Par exemple, un agriculteur pourra signaler un décalage entre les recommandations de l'outil et les résultats observés sur le terrain. Les chercheurs du CIRAD pourront alors analyser ces retours pour identifier les données ou paramètres à ajuster afin d'améliorer la précision de l'outil. Cette fonctionnalité de retour rapide pourrait être intégrée directement dans l'outil ou sur une plateforme dédiée, facilitant la collecte de données en temps réel.

En parallèle, des journées de retour d'expérience pourront être organisées, où cette fois-ci, ce sont les techniciens utilisateurs de l'outil qui partageront leurs observations et proposeront des pistes d'amélioration, en se basant sur leur expérience sur le terrain. Ces rencontres

permettront aux développeurs de comprendre en profondeur les besoins des utilisateurs et les réalités pratiques auxquelles ils font face.

Pour les agriculteurs qui ne peuvent pas participer à ces journées, un questionnaire en ligne pourra être proposé, leur permettant de donner leur avis sur l'outil, de signaler des problèmes ou de proposer des améliorations. Ce questionnaire, accessible à tout moment, serait une solution pratique pour recueillir un maximum de retours sans trop mobiliser de temps. Ainsi, ces divers moyens de retour permettront de maintenir l'outil à jour, de le rendre plus représentatif des réalités du terrain, et de mieux répondre aux besoins des utilisateurs.

De plus, le CIRAD pourra également vérifier la pertinence des recommandations de son outil en l'appliquant sur ses propres parcelles tests ou sur celles de ses partenaires. Ces expérimentations sur des parcelles pilotes permettront de comparer les résultats réels obtenus avec ceux prédits par l'outil, assurant ainsi une évaluation directe de son efficacité.

En utilisant ces parcelles tests, le CIRAD pourra tester différentes configurations agronomiques (types de sols, cultures, pratiques de fertilisation) et observer l'adéquation des recommandations fournies par l'outil avec les réponses agronomiques observées sur le terrain. Les écarts éventuels entre les prédictions de l'outil et les résultats réels permettront d'identifier les axes d'amélioration, d'affiner les modèles et d'ajuster les paramètres utilisés. Ces tests permettront d'améliorer en continu l'outil.

Le CIRAD pourra ainsi collaborer étroitement avec des agriculteurs partenaires pour s'assurer que l'outil est optimisé et adapté aux réalités locales, garantissant que les recommandations restent précises et fiables dans différents contextes agricoles.

VII. Conclusion

La méthodologie mise en place au cours de cette étude a permis d'obtenir des résultats satisfaisants pour les attentes de la mission.

Ces résultats, confirmés par la littérature, ont précisé l'effet des six amendements testés et les propriétés de la fourniture en azote et en phosphore des différents sols de prairie.

L'étude a démontré que le taux de minéralisation de l'azote organique est davantage influencé par les propriétés d'andicité que par le type de sol.

Elle a aussi mis en évidence que la capacité de sorption en phosphore dépend de la capacité maximale en phosphore que le sol peut fixer (S_{max}) et de l'affinité du sol avec le phosphore (KL). Ces deux paramètres ne sont pas influencés par les mêmes facteurs. S_{max} est principalement influencé par le caractère andique ou non andique des sols, tandis que le paramètre KL dépend majoritairement du pH. Le KL apparaît plus adapté pour évaluer la disponibilité du phosphore pour les sols agricoles qui ont généralement de faibles concentrations de phosphore. Dans un contexte d'optimisation des pratiques agricoles, le KL pourrait être un indicateur plus opérationnel que le S_{max} .

Les résultats des différents tests sur les 6 apports de matière organique ont pu faire émerger l'importance de la qualité des amendements sur la fourniture de l'azote. Cette qualité influence le stock et la minéralisation de la matière organique des sols.

L'étude a ainsi permis d'acquérir des premiers résultats en vue de la création de l'outil d'aide à la fertilisation FertiDOM à La Réunion, pour l'optimisation des apports en N et P. L'objectif de limiter les pertes économiques pour les agriculteurs tout en réduisant l'impact environnemental des pratiques agricoles est atteint.

Toutefois, la démarche méthodologique aurait pu être améliorée, notamment en élargissant et en augmentant le nombre d'échantillons, en prenant en compte les résultats de l'effet du remaniement des sols, et par l'amélioration des mesures pour la mise en place des incubations.

Il serait aussi pertinent de compléter ces analyses avec de nouvelles variables, comme le type de culture ou la nature des sols.

A terme, une démarche d'amélioration continue de l'outil FertiDOM par une approche participative avec les partenaires locaux et les agriculteurs paraît essentielle pour la pérennisation de l'utilisation de l'outil et ainsi répondre aux objectifs de la fertilisation raisonnée à l'échelle de l'île de La Réunion.

VIII. Bibliographie

- AFES. (2009). *Référentiel pédologique 2008* (Editions Quae). <https://www.quae.com/produit/1011/9782759214884/referentiel-pedologique-2008>
- Altieri, M. (2004). Linking Ecologists and Traditional Farmers in the Search for Sustainable Agriculture. *Frontiers in Ecology and The Environment - FRONT ECOL ENVIRON*, 2, 35-42. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0035:LEATFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0035:LEATFI]2.0.CO;2)
- Altieri, M. A. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1), 1-24. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3)
- Barrios, E., Gemmill-Herren, B., Bicksler, A., Siliprandi, E., Brathwaite, R., Moller, S., Batello, C. et Tittonell, P. (2020). The 10 Elements of Agroecology: enabling transitions towards sustainable agriculture and food systems through visual narratives. *Ecosystems and People*, 16(1), 230-247. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1808705>
- Barrow, N. J. et Debnath, A. (2014). Effect of phosphate status on the sorption and desorption properties of some soils of northern India. *Plant and Soil*, 378(1-2), 383-395. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2042-8>
- Beauchamp, E. G., Reynolds, W. D., Brasche-Villeneuve, D. et Kirby, K. (1986). Nitrogen Mineralization Kinetics with Different Soil Pretreatments and Cropping Histories. *Soil Science Society of America Journal*, 50(6), 1478-1483. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000060020x>
- Benton, T. G., Bieg, C., Harwatt, H., Pudasaini, R. et Wellesley, L. (s. d.). Food system impacts on biodiversity loss.
- Chabalier, P., Van de Kerchove, V. et Saint Macary, H. (2006). *Guide de la fertilisation organique à La Réunion*. CIRAD. <https://agritrop.cirad.fr/532135/>
- Chambre d'Agriculture Occitanie. (s. d.). Guide de gestion des programmes opérationnels des organisations de producteurs : Tome 1 - Chapitre 5. https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_5.pdf
- Chatham House. (2021). *Food system impacts on biodiversity loss*. <https://www.chathamhouse.org/2021/02/food-system-impacts-biodiversity-loss>
- Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F. et Justes, E. (2017). Quantifying *in situ* and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 111, 44-59. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010>
- COMIFER. (2019). *Guide de la fertilisation raisonnée* (2 éd). Éditions France agricole.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. et White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Dari, B., Nair, V. D., Colee, J., Harris, W. G. et Mylavarapu, R. (2015). Estimation of phosphorus isotherm parameters: a simple and cost-effective procedure. *Frontiers in Environmental Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00070>
- Davidson, E. A. et Seitzinger, S. (2006). The Enigma of Progress in Denitrification Research. *Ecological Applications*, 16(6), 2057-2063. <https://doi.org/10.1890/1051->

0761(2006)016[2057:TEOPID]2.0.CO;2

Feder, F. et Bourgeon, G. (2009). Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. *Etude et Gestion des Sols*, 16, 85-99.

Fillols, E. et Chabalier, P. (2007). *Guide de la fertilisation de la canne à sucre à La Réunion*. CIRAD. <https://agritrop.cirad.fr/539576/>

Food and Agriculture Organization. (2021). *L'État des ressources en terres et en eau pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde - Des systèmes au bord de la rupture*. FAO; <https://doi.org/10.4060/cb7654fr>

Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P. et Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science (New York, N.Y.)*, 320(5878), 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>

Intergovernmental Panel On Climate Change. (2022). *Climate Change and Land: IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems* (1^{re} éd.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157988>

IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>

Jastrow, J. D., Miller, R. M. et Lussenhop, J. (1998). Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie1. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(7), 905-916. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00207-1)

Khan, H., . N. M. et . T. H. (2007). Adsorption of Water on Nano-Ball Allophane as Affected by Dry Grinding. *International Journal of Soil Science*, 2(4), 247-257. <https://doi.org/10.3923/ijss.2007.247.257>

Kuzyakov, Y. (2010). Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1363-1371. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.003>

Lal, R. (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>

Lambano, B. G., Beyene, S. et Abera, G. (2022). Phosphorus sorption characteristics as influenced by major soil units in southern Ethiopia. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185(4), 486-494. <https://doi.org/10.1002/jpln.202200026>

Legros, J.-P. (2007). *Les grands sols du monde*. EPFL Press.

Météo-France. (2022). *PLUVIOMÉTRIE ET TEMPÉRATURES À LA RÉUNION par Météo-France La Réunion*. <https://meteofrance.re/fr/climat/pluviometrie-et-temperatures-la-reunion>

Nehlig, P. et Marie, B. (2005). *Connaissance géologique de la Réunion*.

Nobile, C. (2017). *Phytodisponibilité du phosphore dans les sols agricoles de La Réunion fertilisés sur le long-terme avec des résidus organiques : La dose d'apport est-elle le seul déterminant à prendre en compte ?* Université de La Réunion.

Nobile, C. M., Bravin, M. N., Becquer, T. et Paillat, J.-M. (2020). Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. *Chemosphere*, 239, 124709. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124709>

- Oehler, J.-F., Lénat, J.-F. et Labazuy, P. (2008). Growth and collapse of the Reunion Island volcanoes. *Bulletin of Volcanology*, 70(6), 717-742. <https://doi.org/10.1007/s00445-007-0163-0>
- Peoples, M. B. et Craswell, E. T. (1992). Biological nitrogen fixation: Investments, expectations and actual contributions to agriculture. *Plant and Soil*, 141(1), 13-39. <https://doi.org/10.1007/BF00011308>
- Pouzet D., C. P. (1997). Diagnostic de fertilité des sols et conseils en fertilisation des principales cultures réunionnaises. https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=263953
- Ramos, M. (2023). *Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à la Réunion*. Université de La Réunion.
- Raunet, M. (1991). *LE MILIEU PHYSIQUE ET LES SOLS DE L'ILE DE LA REUNION - Conséquences pour la mise en valeur agricole*.
- Raymond, N. S., Kopittke, P. M., Van Der Bom, F. J. T., Barrow, N. J. et Bell, M. J. (2023). Short-term phosphorus sorption and desorption in contrasting cropped Vertisols. *European Journal of Soil Science*, 74(5), e13418. <https://doi.org/10.1111/ejss.13418>
- Recous, S., Chabbi, A., Vertès, F., Thiébeau, P. et Chenu, C. (2015, avril). *La fertilité des sols : quels sont ses déterminants ? Quels approches et outils pour la qualifier ?* Paris, France (vol. 223, p. 189-196). <https://hal.science/hal-01829220>
- Recous, S., Nicolardot, B. et Simon, J.-C. (1997). *Le cycle d'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines*.
- Ribaud, M., Hansen, L., Livingston, M. J., Mosheim, R., Williamson, J. et Delgado, J. (2011). Nitrogen in Agricultural Systems: Implications for Conservation Policy. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2115532>
- Ritchie, H., Rosado, P. et Roser, M. (2022). Environmental Impacts of Food Production. *Our World in Data*. <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>
- Robert, R. et Soulères, O. (1991). Présentation de l'Ile de la Réunion. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 229, 9-14. <https://doi.org/10.19182/bft1991.229.a19701>
- ROCCA, C. et VARVOUX, L. (2015). La mesure d'Azote Potentiellement Minéralisable (APM) : un indicateur pour préciser le poste minéralisation du sol. <https://comifer.asso.fr/wp-content/uploads/2015/04/Article-Carole-ROCCA.pdf>
- Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C. et Mary, B. (1997). Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling*, 102(2), 325-339. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00067-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00067-7)
- Santos, A., Fangueiro, D., Moral, R. et Bernal, M. P. (2018). Composts Produced From Pig Slurry Solids: Nutrient Efficiency and N-Leaching Risks in Amended Soils. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00008>
- Schjøning, P., Elmholt, S. et Christensen, B. T. (2004). *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture* (édité par P. Schjøning, S. Elmholt et B. T. Christensen). CABI Publishing, Wallingford, UK. <https://orgprints.org/id/eprint/1511/>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. et Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Smith, V. H. et Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here?

Trends in Ecology & Evolution, 24(4), 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

Sylvia, D., Fuhrmann, J., Hartel, P. et Zuberer, D. (2005). Principles and Applications of Soil Microbiology Edited by. *Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall*, 550.

Torn, M. S., Trumbore, S. E., Chadwick, O. A., Vitousek, P. M. et Hendricks, D. M. (1997). Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389(6647), 170-173. <https://doi.org/10.1038/38260>

UN. (2020). *UN Secretary-General's address at Columbia University: "The State of the Planet"*, António Guterres speech. <https://www.un.org/sg/en/content/sg/speeches/2020-12-02/address-columbia-university-the-state-of-the-planet>

UN Convention to Combat Desertification. (1994). *Convention Text. UNCCD, Bonn*. <http://library.unccd.int/Details/fullCatalogue/936>

United Nations Convention to Combat Desertification. (2022). *The Global Land Outlook, second edition*. UNCCD, Bonn. <https://www.unccd.int/resources/global-land-outlook/global-land-outlook-2nd-edition>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2024). *World Population Prospects 2024, Summary of Results*. https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/wpp2022_summary_of_results.pdf

Urra, J., Alkorta, I. et Garbisu, C. (2019). Potential Benefits and Risks for Soil Health Derived From the Use of Organic Amendments in Agriculture. *Agronomy*, 9(9), 542. <https://doi.org/10.3390/agronomy9090542>

Weil, R. et Brady, N. (2017). *The Nature and Properties of Soils. 15th edition*.

Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D. et David, C. (2009). Agroecology as a Science, a Movement and a Practice. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009004>, 29, 503-515. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0394-0_3

WWF. (2020). *Living Planet Report*. <https://livingplanet.panda.org/>

Zaouchi, Y. (2015). Dynamique de la minéralisation du carbone et de l'azote organiques dans des sols d'origines pédoclimatiques différentes: une expérience d'incubation., 19.

IX. Annexe

Annexe 1 : Carte des points de prélèvements de sol de Marion Ramos utilisés pour l'analyse en phosphore

